

81

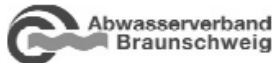
Tagungsband

3. Internationales Symposium
“Re-Water Braunschweig”
21. und 22. November 2011

81

Tagungsband

3. Internationales Symposium “Re-Water Braunschweig” Implementierung und Realisierung



KOMPETENZZENTRUM
WasserBerlin

Veröffentlichungen des Institutes für Siedlungswasserwirtschaft
der Technischen Universität Braunschweig

ISSN 0934-9731

DOI 10.24355/dbbs.084-202103230740-0

Herausgeber:

Gesellschaft zur Förderung des Institutes
für Siedlungswasserwirtschaft an der
Technischen Universität Braunschweig e. V.

Braunschweig 2011



**Technische
Universität
Braunschweig**

Vorwort

Implementierung und Realisierung

Die Anforderungen an den Abwassersektor zeichnen sich durch eine stetig wachsende Komplexität aus. So gilt es nachzuvor, die Ziele der Millennium Development Goals zu erfüllen und die grundlegende Wasserver- und Abwasserentsorgung für mehrere Milliarden Menschen sicherzustellen – was angesichts der stetig wachsenden Bevölkerung, der zunehmenden Urbanisierung und des Klimawandels bereits für sich alleine eine außerordentliche Herausforderung darstellt. Die Erfassung, Bewertung und Entfernung von Mikroschadstoffen erfordert hingegen auf technischer Ebene eine gänzlich andere Herangehensweise. Schließlich müssen bestehende und neue Systeme auch im Bezug auf Ressourcenschutz, Nährstoffrecycling und Energieeffizienz betrachtet, bewertet und optimiert werden.

Dieser letzte Aspekt steht im Fokus des 3. Internationalen Symposiums „Re-Water Braunschweig“. Die Beiträge reichen von der Weiterentwicklung und Optimierung bestehender Systeme bis hin zu neuen Verfahren, die Abwasserreinigung, Ressourcenschutz und Energiegewinnung bereits integrativ miteinander verbinden. Der Schwerpunkt liegt hierbei auf der **Implementierung und Realisierung** von entsprechenden Konzepten und Projekten, wobei auch die Grundlagenforschung im Bereich des Abwasserrecyclings nicht vernachlässigt wird. Die Internationalität des Symposiums gewährleistet einen regen Erfahrungsaustausch und somit wesentliche Fortschritte bei der Umsetzung integrativer, nachhaltiger Konzepte.

Das Symposium wird von der Stadtentwässerung Braunschweig GmbH in Zusammenarbeit mit dem Institut für Siedlungswasserwirtschaft der TU Braunschweig, dem Kompetenzzentrum Wasser Berlin und dem Abwasserverband Braunschweig veranstaltet. Weitere Informationen sowie die Präsentationen aller bisherigen Tagungen sind unter www.re-water.de verfügbar.

Prof. Dr.-Ing. Norbert Dichtl, Institut für Siedlungswasserwirtschaft, TU Braunschweig
Andreas Hartmann, Kompetenzzentrum Wasser Berlin

Inhalt

Biogasgewinnung aus Braunwasser – ein Baustein für eine nachhaltige
Siedlungswasservirtschaft

Alexander Wriege Bechtold et al

1

Einfluss der thermischen Desintegration auf Faulgasproduktion und
Schlammeigenschaften bei der Co-Vergärung

Robert Mieske et al

17

Nutrient recycling and energy production with microalgae
from a life cycle perspective

Annika Weiss et al

35

Pilotanlage zur großtechnischen Phosphorrückgewinnung (MAP)
aus Klärschlämmen von Kläranlagen mit simultaner
Phosphat-Elimination mittels Eisensalzen

Carsten Meyer et al

45

Environmental Assessment of Sewage Sludge Management Options:
A Case study

Mohamed Ghazy et al

59

Stand der Phosphorrückgewinnung in Berlin -
von wissenschaftlichen Untersuchungen zur großtechnischen Anwendung

Bernd Heinzmann, Andreas Lengemann

81

Anpassung der Nährstoffrückgewinnung auf Kläranlagen an den Bedarf der
Landwirtschaft am Beispiel des Braunschweiger Abwassersystems

Daniel Klein et al

99

Entwicklung eines integrierten Landmanagements durch
nachhaltige Wasser- und Stoffnutzung in Nordostdeutschland (ELaN)

Gunnar Lischeid et al

115

Dezentrale Schwarz- und Grauwasserbehandlung am Beispiel des mongolisch-
deutschen Modellquartiers ECO CITY „Berlin“ in Ulaanbaatar, Mongolei

Martin Wett et al

127

New analytes in drinking water – how to assess them? <i>Hermann H. Dieter</i>	145
Novel source separating sanitation approach for remote tourist facilities at sensitive coastal areas <i>Tjasa Griessler Bulc et al</i>	161
Wärmerückgewinnung aus Abwasser – Beispiele aus Berlin <i>Alexander Schitkowsky</i>	181
Energy Reduction in the Urban water Cycle: A review <i>J. A. Elias-Maxil, Luuk Rietveld</i>	195
Evaluierung und Optimierung der Wasser- und Stoffkreisläufe an der Valley View Universität (VVU) in Accra, Ghana <i>Jutta Kerpen et al</i>	209
Sustainable sanitation systems as a key for circular economy - Three examples from Germany <i>Thorsten Schütze, Peter Thomas</i>	227
Evaluation and optimisation of the environmental footprint of the Braunschweig sanitation concept with Life Cycle Assessment <i>Christian Remy et al</i>	241
Wastewater in the Peri-Urban Area of Grand Casablanca (Morocco): Status Quo, Treatment and Potential Reuse in Urban Agriculture <i>Mohamed Chlaida et al</i>	265
Integration Neuartiger Sanitärsysteme in den Siedlungsbestand – Hemmnisse und Akteure einer Transformation <i>Julia Sigglow</i>	283
Nährstoff-Remobilisierung und -rückgewinnung aus Faulschlamm – Erfahrungen aus großtechnischem Anlagenbetrieb <i>Timur Esemien et al</i>	301

Biogasgewinnung aus Braunwasser – ein Baustein für eine nachhaltige Siedlungswasserwirtschaft

Alexander Wriege-Bechtold, FG Siedlungswasserwirtschaft, TU Berlin; Bernd Heinzmann, Berliner Wasserbetriebe; Anton Peter-Fröhlich, Berliner Wasserbetriebe; Matthias Barjenbruch, FG Siedlungswasserwirtschaft, TU Berlin

Abstract

Aufgrund des erheblichen Sanierungsaufwandes der bestehenden Kanalsysteme sowie der fortschreitenden Verknappung der Energieressourcen, sollte der Einsatz alternativer Sanitärsysteme mit der Möglichkeit der Energiegewinnung aus dem energiereichen Abwasserpfad auch in dicht besiedelten Innenstadtbereichen überdacht werden. Die Erzeugung von Biogas aus Braun- oder Schwarzwasser scheint ein interessanter Baustein für die Siedlungswasserwirtschaft der Zukunft zu sein. In Versuchen mit Braunwasser an einer Biogasanlage auf dem Klärwerk Stahnsdorf zeigte sich das große Energiepotenzial aus diesem Abwasserteilstrom. Zum Einsatz dieser Technologie für private Haushalte müssen jedoch noch einige Hindernisse überwunden werden. Dazu zählt unter Anderem die der derzeit noch notwendige Fest-Flüssig-Trennung des Braun- bzw. Schwarzwassers, um den notwendigen Feststoffgehalt für die Faulung zu erreichen. Eine Steigerung der Raumbelastung ließ sich durch den Einsatz von Küchenbioabfällen erreichen, die ebenfalls zu einer deutlichen Erhöhung der Biogasproduktion führte.

1. Einleitung

Die Herausforderungen der Siedlungswasserwirtschaft im 21. Jahrhundert sind geprägt von vielfältigen Veränderungen. Neben spürbaren klimatischen Veränderungen zählt vor allem die Stadtentwicklung auf der einen Seite mit schrumpfenden Städten und Regionen und auf der anderen Seite mit schnell wachsenden, boomenden Megacities zu den Spannungsfeldern einer modernen ländlichen und urbanen Infrastruktur.

Weiterhin werden in der Bundesrepublik Deutschland ungefähr 83% der Primärenergie aus fossilen Energieträgern generiert. Lediglich 9 % kommt aus erneuerbaren Energien [1]. Dieser Anteil muss zum Erreichen einer zukunftsfähigen Energieversorgung deutlich erhöht werden.

Auch wenn der Energieverbrauch für die Abwasserreinigung nur ca. 0,1 % des Gesamtenergieverbrauches in Deutschland ausmacht, sind Anstrengungen in diesem Bereich hinsichtlich einer besseren Energieeffizienz wichtig. Die Energiepotenziale beschränken sich nicht allein auf das Sparen von Energie. In Abwasser steckt auch eine Menge an potenzieller, thermischer- und chemischer Energie. Im Jahr 2008 betrug das Energiepotenzial aus den 2,1 Mio. Mg Trockensubstanz des Klärschlammes [2], von denen noch ca. 29 % landwirtschaftlich und 53 % thermisch verwertet wurden, bei voller Vergärung zu Biogas in Faulbehältern, nach eigenen Berechnungen ca. 1 % der Nettoenergieerzeugung in der Bundesrepublik Deutschland.

Im Zusammenhang mit der energetischen Betrachtung der „Ressource Abwasser“ können neuartige Sanitärsysteme (NASS) als angepasste Lösungen an die aktuellen Herausforderungen der Siedlungsentwässerung und Abwasserbehandlung einen Beitrag zum nachhaltigen Umgang mit den Energieressourcen liefern. Unter anderem erscheint die Vergärung von Braunwasser – mit der Zugabe von Co-Substraten (z.B. Küchenbioabfälle) als eine gute Möglichkeit zur Reinigung des Abwassers und gleichzeitiger Energieerzeugung aus dem Abwasser.

Bei der Vergärung der Fäzes mit dem Ziel energiereiches Gas zum Heizen, zur Verstromung oder als Treibstoff für Kraftfahrzeuge zu gewinnen, lassen sich die energetischen Aspekte bei der Abwasserreinigung neu bewerten. Vor dem Hintergrund steigender Energiepreise hervorgerufen durch fortschreitende Verknappung der Energieressourcen durch Verbrauch und politische Krisen im Nahen Osten, werden neue Felder für die Energiegewinnung immer interessanter und wichtiger.

2. Neuartiges Sanitärsystem Stahnsdorf

Im der Zeit von 2003 - 2006 führten die Berliner Wasserbetriebe gemeinsam mit dem KompetenzZentrum Wasser Berlin und Veolia Wasser das Demonstrationsprojekt „Sanitärkonzepte für die separate Erfassung und Behandlung von Urin, Fäzes und Grauwasser“ (Sanitation Concepts for Seperate Treatment of Urine, Faeces and Greywater – SCST) auf dem Klärwerk Stahnsdorf durch [3].

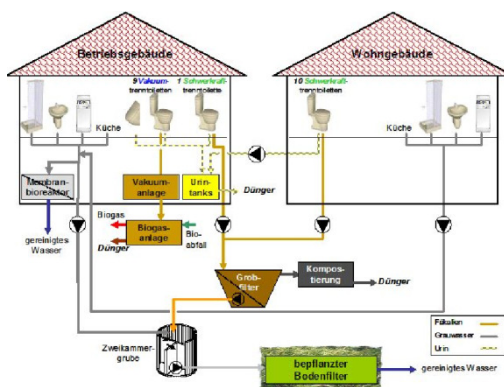


Abbildung 1: Fließbild des Sanitärkonzeptes in Stahnsdorf

Das Projekt wurde im Rahmen des LIFE-Programms der Europäischen Gemeinschaft gefördert.

In diesem Projekt wurden die Stoffstromtrennung sowie separate Ableitung und Behandlung der verschiedenen Abwasserbestandteile Gelb-, Braun- und Grauwasser untersucht. Der Fokus lag unter anderem auf den ökologischen und ökonomischen Vorteilen/Nachteilen beim Einsatz neuartiger Sanitärkonzepte gegenüber den konventionellen Sanitärsystemen mit Schwemmkanalisation und Kläranlage (end-of-pipe-system).

In einem Betriebs- und einem Wohngebäude (siehe Abbildung 1) auf dem Gelände des Klärwerks Stahnsdorf der Berliner Wasserbetriebe wurden mit Schwerkraft- und Vakuumentrenntoiletten das Gelb- und Brauwasser separat erfasst. Der Transport erfolgte mittels Schwerkraft-, Vakuumentwässerung im Gebäude und außerhalb mittels Druckentwässerung. Unter anderem wurde die Eindickung des Brauwassers in einem Grobfilter (Filtersack) und anschließender Behandlung durch Kompostierung untersucht. In einem bewachsenen Bodenfilter wurde das Grauwasser zeitweise gemeinsam mit dem Filtrat aus der Brauwassereindickung gereinigt. Zum Vergleich der Reinigungsleistung vor allem des Grauwassers, wurde im Parallelbetrieb dazu eine Membranbelebungsanlage erprobt.

Das Gelbwasser aus den Schwerkraft- und Vakuumentrenntoiletten und wasserlosen Urinalen auf der Herrentoiletten wurde in Sammeltanks geleitet und dort gelagert. Die weitere Verwendung als Düngemittel wurde in Düngeversuchen erforscht. Zur Nährstoffrückgewinnung und der Entfernung von Mikroschadstoffen wurde das Gelbwasser anhand verschiedener Verfahren (Dampfstrippung, Eindampfung, Kristallisation, Fällung, UVC- Bestrahlung, Ozonung) und Verfahrenskombinationen

aus diesen weiter behandelt. Das Braunwasser, speziell aus den Vakuumtrenntoiletten, wurde in einer Biogasanlage anaerob behandelt. Da die Lieferung und Fertigstellung der Anlage in der letzten Projektphase erfolgte und aufgrund unvorhersehbarer Reparaturen nur orientierende Ergebnisse erzielt werden konnten, wurde vom 01.05.2008 bis zum 28.02.2011 ein Nachfolgeprojekt, an dem das Fachgebiet Siedlungswasserwirtschaft der TU Berlin und die Berliner Wasserbetriebe, Organisationseinheit FE und AE-T/V beteiligt waren, aufgelegt.

2.1 Eignung von Braun- oder Schwarzwasser zur Vergärung

Selbst bei der Nutzung von Vakuumtrenntoiletten hat das anfallende Braun- oder Schwarzwasser aufgrund der Spülwassermenge (1 L/Spülung) einen für die weitergehende Behandlung im Sinne der neuartigen Sanitärsysteme zu geringen Gehalt an organischer Trockensubstanz ($< 1\%$ TS).

Aus diesem Grund müssen Braun- und Schwarzwasser durch ein geeignetes Vorbehandlungsverfahren in eine feststoffreiche und eine feststoffarme Phase separiert werden (Abbildung 2).

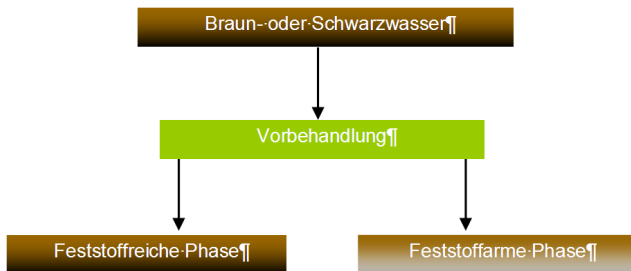


Abbildung 2: Prinzipskizze Vorbehandlung

Eine Übersicht über zur Verfügung stehende Vorbehandlungs- (Trenn- bzw. Aufkonzentrierungsverfahren) gibt Abbildung 3.

	Behandlungsziele										Kriterien				
	o kein Effekt, * geringer Effekt, ** mittlerer Effekt, *** starker Effekt										o keine/r * gering, ** mittel, *** hoch				
	Stabilisierung	Hygienisierung	Volumenreduzierung	N-Aufkonzentrierung	P-Aufkonzentrierung	Nährstoffei.(N)	Nährstoffei.(P)	Entfernung von Mikroverunreinigungen	Trennung von Mikroverunreinigungen	Energieerzeugung	Energiebedarf	Hilfsstoffe	Skalierbarkeit (upscaling)	technische Erfahrungen	vorhandene Literatur
Sedimentation	o	o	***	o	o	o	o	o	o	o	*	o	**	*	*
Zentrifugation	o	o	***	o	o	o	o	o	o	o	**	o	**	*	*
Flotation	o	o	***	o	o	o	o	o	o	o	**	o	**	*	*
Filtration	o	o	***	o	o	o	o	o	o	o	*	o	*	***	***
Siebung	o	o	***	o	o	o	o	o	o	o	*	o	**	*	*

Abbildung 3: Behandlungsmatrix Trenn- und Aufkonzentrierungsverfahren Braun- und Schwarzwasser [4]

Die feststoffreiche Phase wird einer anaeroben (z.B. Faulung) oder aeroben (z.B. Kompostierung) Behandlung zugeführt. Die feststoffarme Phase kann durch weitere Behandlungsverfahren gereinigt werden (Belebungsverfahren, Membranverfahren etc.). Grundsätzlich ist eine Erfassung mit so wenig Spülwasser vorzuziehen, dass eine direkte Weiterbehandlung sinnvoll möglich ist. Für eine aerobe Behandlung durch Kompostierung eignen sich Kompost- oder Trockentoiletten als Erfassungssysteme, da hier kein Spülwasser benötigt wird und die Randbedingungen bzgl. Wasser- und Feststoffgehalt erfüllt werden können. Für die direkte anaerobe Behandlung ohne Voreindickung existieren bislang keine Toiletten auf dem Markt, die daher zu entwickeln wären.

Das Zwischenschalten einer Vorbehandlung ist bislang notwendig, da der Feststoffgehalt in dem Braunwasser sehr gering ist, so dass die Raumbelastung in einem für die Faulung ungünstigen Bereich liegt.

3. Material und Methoden

3.1 Beschreibung Versuchsanlage

Der für die Versuche genutzte Biogasreaktor hat ein Flüssigvolumen von 300 Litern bzw. ein Gesamtvolumen (inklusive Gasraum) von 335 Litern. Er ist durch eine Trennwand längs geteilt. Ursprünglich war diese Zweiteilung notwendig, um den anaeroben Abbau zweistufig ablaufen zu lassen. Der erste Teilbehälter dient als 1. Reaktor und der zweite Teilbehälter als 2. Reaktor, die in Reihe geschaltet sind. Der

Reaktor ist mit einer Onlinetemperatur- und pH-Messung ausgestattet. An den Reaktoren sind zur Probenahme verschiedene Mess- und Probenahmestellen vorgesehen [5]. Die Biogasanlage wird im mesophilen Temperaturbereich betrieben.

Beide Reaktoren werden für eine optimale Durchmischung permanent umgewälzt. Die Beschickung erfolgt aufgrund des geringen TS-Gehaltes über ein Sedimentationsgefäß welches zur Eindickung des Braunwassers zwischengeschaltet wurde. Nach dem Erreichen eines voreingestellten Pegels im Vakuumbehälter im Keller wird das Braunwasser in das Sedimentationsgefäß gepumpt und durchmischt. Nach einer Absetzzeit von 30 min wird die feststoffreiche sedimentierte Phase in die Biogasanlage gepumpt. Die feststoffarme Phase wird in einen Sammeltank abgelassen. Das produzierte Biogas wird über ein Kunststoffrohr abgeleitet. Zur quantitativen Erfassung wird das Biogas in einem Gaszähler gemessen. Zur Kontrolle ist am Gaszähler ebenfalls eine Gasdruckanzeige installiert.

3.2 Probenahmeplan

Über die gesamte Projektlaufzeit wurden Abwasserproben genommen, an denen neben physikalischen Parametern sowie chemischen Parameter zur Bestimmung der organischen Anteils, der Schmutz- und Nährstoffparameter sowie wichtiger Steuerungsparameter für den anaeroben Prozess analysiert wurden. Im Rahmen des Projektes wurden an den in Tabelle 1 angegebenen Probenahmestellen Proben zur Messung genommen.

Tabelle 1: Probenahmestellen Biogasanlage

Probenahme- stelle	Bezeichnung	Probenart	Häufigkeit
2.6	Ablauf Biogasreaktor (Sammelbehälter)	Stichprobe	wöchentlich
2.7	Überstand Vorlagebehälter (Sammelbehälter)	Stichprobe	wöchentlich
2.10	Vorlagebehälter	Stichprobe	wöchentlich
2.11	1. Reaktor	Stichprobe	wöchentlich
2.12	2. Reaktor	Stichprobe	wöchentlich

Gemessen wurden hierbei folgende Parameter:

- | | |
|---|--------------------|
| - pH-Wert | pH |
| - Trockenrückstand | TR |
| - Organischer Trockenrückstand | oTR |
| - Chemischer Sauerstoffbedarf homogenisiert | CSB _{hom} |
| - Chemischer Sauerstoffbedarf filtriert | CSB _{fil} |
| - Gesamtstickstoff | N _{ges} |

- | | |
|----------------------------|------------------------|
| - Ammoniumstickstoff | $\text{NH}_4\text{-N}$ |
| - Gesamt gelöster Phosphor | P_{Tf} |
| - Ortho-Phosphat Phosphor | $\text{PO}_4\text{-P}$ |
| - Organische Säuren | orgS |

Abweichend vom Probenahmenplan in Tabelle 1 wurden die folgenden Parameter zweimal pro Woche (Dienstag und Donnerstag) ermittelt:

- TR und oTR
- pH und Temperatur 1. Reaktor
- pH und Temperatur 2. Reaktor
- Temperatur im Biogasreaktor (2. Reaktor)
- erzeugtes Volumen Biogas
- Temperatur Biogas
- Zusammensetzung des Biogases (CH_4 , CO_2 , O_2 , H_2S).

Die Probenahmestellen sind in Abbildung 4 dargestellt.

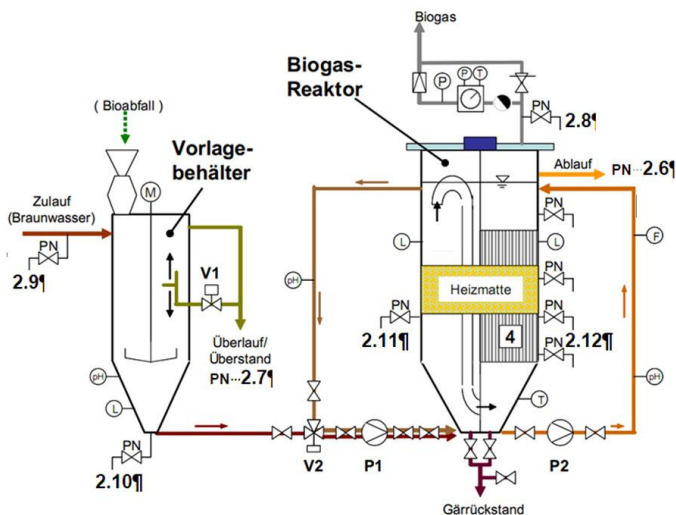


Abbildung 4: Prinzipskizze Biogasanlage mit Probenahmestellen

3.3 Herkunft, Mengenermittlung, Vorbehandlung sowie Dosierung der Küchenbioabfälle

Die Bioabfälle stammen aus den Wohnungen des Wohngebäudes auf dem Klärwerk Stahnsdorf. In 4 Haushalten wurden die Küchenbioabfälle für die Versuchsanlage gesammelt und 2-mal pro Woche abgeholt.

In einer Hausmüllanalyse wurde für den Stadtbereich 236 kg/(E·d) spezifisches Abfallaufkommen festgestellt. Davon waren ca. 31% Bioabfälle [10]. Das bedeutet eine spezifische Bioabfallmenge von 200 g Bioabfall pro Einwohner und Tag.

Über den Zulauf zur Sedimentation wurde aus der CSB-Fracht ein Einwohnerwert für das Braunwasser aus den Vakuumtrenntoiletten berechnet. Dieser entsprach für den Versuchszeitraum 5,2 Einwohnerwerten.

Damit ergaben sich für die Biogasanlage in Stahnsdorf eine Zugabe für 5,2 E bei 200 g/(E·d) = 1.044 g/d \approx 7.300 g/Woche.

Die Küchenbioabfälle wurden in einem Industriefleischwolf mit der kleinsten vorhandenen Lochscheibe (Durchgang 5 mm) zerkleinert und dem Vakuumbehälter 1-mal werktäglich zugegeben. Um das rechnerische Biogaspotential zu ermitteln wurden jahreszeitlich spezifische Proben hinsichtlich ihres Gehaltes von Kohlenhydraten, Fetten und Proteinen untersucht.

4. Ergebnisse

4.1 Sedimentation zur Eindickung des Braunwassers

Wie bereits erwähnt wurde, musste zur Steigerung des (organischen) Feststoffgehaltes der Biogasanlage eine Sedimentation vorgeschaltet werden. Bei der Sedimentation gehen in der feststoffarmen Phase (Überstandswasser) jedoch auch Nährstoffe, CSB etc. verloren, die dem anaeroben Abbauprozess damit entzogen werden. Die feststoffarme Phase wurde aufgefangen und analysiert. In Abbildung 5 ist die prozentuale Verteilung der Braunwasserinhaltsstoffe in der feststoffarmen Phase (Überstandswasser) und in der feststoffreichen Phase (Zulauf des Biogasreaktors) in den Versuchsphasen mit und ohne Zugabe von Bioabfall zu erkennen. Grundsätzlich konnte festgestellt werden, dass die Zugabe von Bioabfall das Trennergebnis in der Sedimentation nicht signifikant beeinflusste. Die Abweichung lag mit 5 % bei den organischen Säuren am höchsten. Beim homogenisierten CSB war der Rückhalt durch die Sedimentation am deutlichsten zu beobachten. 86 % konnten zurückgehalten werden. Durch die Zugabe von Bioabfall verschlechterte sich dieser Wert um 4 %, sodass 18 % in der feststoffarmen Phase verblieben. Dabei wurde das Volumen in den

Versuchsphasen ohne Bioabfallzugabe um 60 % (58 % mit Bioabfallzugabe) reduziert. Der leicht abbaubare CSB der sich vor allem im filtriert gemessenen CSB wieder findet, ging durch die Sedimentation stärker verloren. Im Mittel blieben nur 50 % in der feststoffreichen Phase, dem Zulauf zum Biogasreaktor zurück.

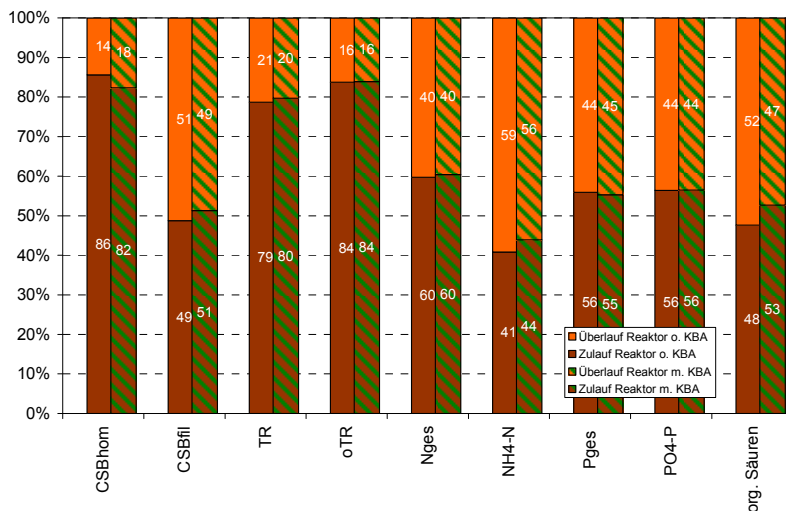


Abbildung 5: Verteilung der Inhaltsstoffe in Überstand und Zulauf Biogasreaktor in den Versuchsphasen mit und ohne Zugabe von Küchenbioabfall

Grundsätzlich gilt, dass die feststoffgebundenen Parameter von der Sedimentation stärker beeinflusst werden und deutliche Rückhalteeffekte zeigen.

Von den gelösten Stoffen, wie beispielsweise Ammonium, ist der Rückhalt naturgemäß deutlich schlechter. Über die Hälfte des Ammonium (59 % / 56 %) bleiben in der feststoffarmen Phase (Überstand) und fließen der Biogasanlage nicht zu.

Durch das Trennen in eine feststoffarme und feststoffreiche Phase steht für die anaerobe Behandlung deutlich feststoffreicheres Substrat zur Verfügung, jedoch lässt sich der Überstand ohne weitergehende Behandlung nicht verwenden bzw. in die Umwelt entlassen. Aus diesem Grund ist eine Verringerung der Spülwassereinleitung an der Quelle einem zwischengeschalteten Trenn- und Aufkonzentrierungsverfahren vorzuziehen (siehe Abschnitt 2.1).

4.2 Vergleichende Untersuchungen zweier Versuchsphasen mit und ohne Zugabe von Küchenbioabfall als Co-Substrat

Für einen Vergleich der Vergärung von Braunwasser mit und ohne Zugabe von Küchenbioabfällen wurden zwei Phasen gewählt, für die die beste Vergleichbarkeit sämtlicher auswertbaren Phasen gegeben war. Sowohl die Dauer der Phasen (49 und 51 Tage) wie auch die Hydraulische Verweilzeit (27 und 26 Tage) waren vergleichbar lang (Tabelle 2).

Tabelle 2: Vergleichsparameter zweier Versuchsphasen mit und ohne Zugabe von Küchenbioabfällen als Co-Substrat

Parameter	Maßeinheit	ohne Küchenbioabfall	mit Küchenbioabfall
Dauer	[d]	49	51
HRT	[d]	27	26
Q	[L]	610	540
	[L/d]	12.4	10.6
TR	[%]	0.8	1.9
oTR	[%]	0.7	1.6
F _{oTR}	[g]	4.270	8.640
	[g/d]	87	169
RB	[kg oTR/(m ³ *d)]	0,3	0,6
CH ₄ -Gehalt	[%]	66	64
Biogas	[L]	1.523	4.492
	[L/d]	31	88
Methan	[L]	1.005	2.875
	[L/d]	21	56
Ausbeute	[L BG/L BW]	2.5	8.3
	[L CH ₄ /L BW]	1.6	5.3
	[L BG/kg oTR _{zu}]	439	565
	[L CH ₄ /kg oTR _{zu}]	290	361
	[L CH ₄ /kg oTR _{ab}]	351	595
Abbaugrad	[% oTR]	67	56
Verhältnis			
F _{oTR}		1	1,9
Q _{BW}		1	0.9
Q _{BG}		1	3.3
Q _{CH₄}		1	3.2

Das Ziel, die Steigerung der Gasproduktion durch Zugabe energiereichen Co-Substrates wurde eindeutig erfüllt. Durch die Zugabe der Küchenbioabfälle wurde die Fracht der organischen Trockensubstanz (+94 %) deutlich erhöht. Dadurch verdoppelte sich die Raumbelastung von 0,3 auf 0,6 kg oTR/(m³*d). Dieses führte jedoch nicht zu einer Verdoppelung der Gasproduktion, da sich der Abbaugrad um mehr als 10 % verringerte. In Bezug auf den Liter beschicktes Substrat erhöhte sich die produzierte Biogasmenge um das 3,3-fache. Durch den geringeren Methangehalt im Biogas ändert sich das Verhältnis hier nur in der Nachkommastelle (1:3,3 → 1:3,2). Dabei erhöhte sich die spezifische Methanproduktion bezogen auf das Kilogramm zugeführte organische Trockensubstanz lediglich um knapp 25 %. In Bezug auf den abgebauten oTR ist die Steigerung dadurch deutlich höher und liegt 70 % höher als in der Phase ohne Küchenbioabfall. Mit 361 L CH₄/kg oTR_{zu} liegen die Werte auf einem ähnlich hohen Niveau wie bei den Schwarzwasserversuchen von [9] ermittelt. Die Raumbelastung liegt im Vergleich zur nachgeschalteten Schlammfäulung auf kommunalen Kläranlagen auf einem niedrigen Niveau. In Abhängigkeit von der Größe der Kläranlage wird für Faulbehälter mit mesophilen Betrieb für mittlere bis große Anlagen eine Raumbelastung von 3 – 4,5 kg oTR/(m³*d) empfohlen [7]. Die Verringerung des Abbaugrades scheint durch eine nicht ausreichende Zerkleinerung (Desintegration) der Bioabfälle hervorgerufen zu werden, da Küchenbioabfall grundsätzlich eine höhere spezifische Gasproduktion aufweisen kann. Die Literaturwerte schwanken hier jedoch stark (siehe Tabelle 3).

Tabelle 3: Parameter für verschiedene Substrate zur Vergärung

	HRT	oTR-Abbaugrad	TR	GV	Methanproduktion	Methangehalt	Biogasproduktion	Quelle
	[d]	[%]	[%]	[% TR]	[L CH ₄ /kg oTR _{zu}]	[%]	[L BG/kg oTR _{zu}]	
Speiseabfälle (Großküche)			9-37	75-98	500 -600	65	770 -920	[6]
Bioabfall Haustonne			40-75	30-70	180 -600	65	280 -920	[6]
Schwarzwasser	20				361*			[9]
SW plus Bioabfall	20				382*			[9]

* auf der auf den CSB bezogenen spezifischen Methanproduktion umgerechnet

[6] gibt spezifische Methanproduktionen für Bioabfälle aus der Haustonne von 180 bis 600 L Methan/kg oTR_{zu} an. Bei diesen Messungen schwankten der Trockenrückstand jedoch von 40-75 % und der organische Anteil (Glühverlust) der Proben auch von 30-70 % des Trockenrückstandes. Die Gasausbeute ist signifikant abhängig von der Zusammensetzung des Biomülls. Da ligninhaltige Bestandteile anaerob nicht abgebaut werden können, verschlechtern z.B. Stängel von Blumen die spezifische Gasproduktion. Die Literaturwerte zeigen, dass die Zusammensetzungen des Biomülls sehr inhomogen sein kann. Im Rahmen des Projektes wurden Bioabfallproben gesammelt und bezogen auf die Jahreszeit analysiert. Dabei zeigten sich Schwankungen im Jahresverlauf bezüglich der Zusammensetzung, die hinsichtlich des Gehaltes an Proteinen, Kohlenhydraten und Fetten analysiert wurde. Aufgrund der unterschiedlichen guten Abbaubarkeit der einzelnen Bestandteile zeigen sich für die errechnete spezifische Gasproduktion in Frühling, Sommer, Herbst und Winter nur marginale Unterschiede.

Die Auswirkungen der Partikelgröße, bedingt durch die Zerkleinerung, wurden in einem Batchversuch untersucht. Die Ergebnisse zeigten, dass generell eine möglichst starke Zerkleinerung der Erhöhung der Biogasproduktion zuträglich war, da hierdurch die aktive Oberfläche, die den Mikroorganismen für den Abbau zur Verfügung steht, erhöht wird. Weitere Untersuchungen hierzu enthält [8].

5. Zusammenfassung und Ausblick

Die Umwandlung von Energie aus dem Abwasser liefert einen Anteil bei der Umstellung der Energiegewinnung auf erneuerbare Energiequellen. Auf der einen Seite lassen sich bei der Erprobung der Biogaserzeugung aus Braun- oder Schwarzwasser eindeutige Potenziale erkennen. Auf der anderen Seite herrscht ein weitergehender Optimierungsbedarf. Dabei kommt den Erfassungssystemen (Toiletten) eine große Bedeutung zu. Zurzeit sind für die Stoffstromtrennung mit anschließender Braunwasservergärung keine in der Breite einsetzbaren Toilettensysteme vorhanden. Der Trenngrad für einen flächendeckenden Einsatz ist nicht ausreichend. Für die Vergärung zeigte sich, dass bei der vorgeschalteten Trennung/Aufkonzentrierung durch Sedimentation ein zu hoher Anteil an gut vergärbare organischer Substanz für die Biogasanlage verloren geht. Hier ist ebenfalls die Entwicklung neuer Toiletten gefordert. Systeme die bereits in Zügen der Bundesbahn sowie Flugzeugen genutzt werden kommen mit einem wesentlich geringeren Spülwasserverbrauch pro Spülung aus. Die Entwicklung dieser Systeme für den häuslichen Gebrauch nach technischer Umgestaltung muss überprüft werden. Hierbei könnten (energetisch) aufwendige und meist nur befriedigend funktionierende Flüssig-Fest-Trennverfahren unnötig werden. Da die Nährstoffe in der Summe die Vergärung unverändert passieren, ließen sich die Reststoffe aus der Vergärung sich nach großtechnischer Weiterentwicklung unter Umständen bei der Herstellung von Bodenverbessern und Dünger in einem Terra-Preta-Prozess nutzen. Damit könnten die bestehenden Probleme bei der Trennung der Abwasserteilströme auf Toilettenebene durch eine solche nachgeordnete Systemumstellung beseitigt werden und eine Stoffstromtrennung des Toilettenabwassers unnötig machen.

Grundsätzlich sind Küchenbioabfälle als Co-Substrat für die Vergärung von Braun- bzw. Schwarzwasser aufgrund ihrer Zusammensetzung und ihres Energiegehaltes sehr gut geeignet. Wichtig ist eine ausreichende Zerkleinerung. Derzeit gibt es für Haushalte keine Bioabfallzerkleinerer, die hinsichtlich einer nachgeschalteten Vergärung optimiert sind. Die handelsüblichen Systeme benötigen bei der Zerkleinerung zuviel Wasser und Energie. Bei der technologischen Umsetzung muss für die Behandlung der Bioabfälle ein angepasstes System entwickelt werden.

Nach Lösung der benannten Unzulänglichkeiten kann die Biogasgewinnung aus Braun- oder Schwarzwasser ein Baustein für eine zukunftsfähige Siedlungswasserwirtschaft werden.

6. Literatur/Quellen/References

- [1] BMWI (2010), Energie in Deutschland – Trends und Hintergründe zur Energieversorgung, Bundesministerium für Wirtschaft und Technologie Eigenverlag 2010.
- [2] StatBuA (2009), Statistisches Bundesamt, 2008: Thermische Entsorgung des Klärschlammes hat zugenommen, Pressemitteilung Nr. 504 v. 22.12.2009, URL: http://www.destatis.de/jetspeed/portal/cms/Sites/destatis/Internet/DE/Presse/pm/2009/12/PD09__504__32214,templateld=renderPrint.psml, Letzter Abruf am 28.03.2011
- [3] Peter-Fröhlich, A. et al. (2007), Sanitation Concepts for Separate Treatment of Urine, Faeces and Greywater (SCST) – Kompetenzzentrum Wasser Berlin, [www.kompetenzzentrum-wasser.de/ SCST22.0.html](http://www.kompetenzzentrum-wasser.de/SCST22.0.html)
- [4] DWA (2008), DWA-Themen "Neuartige Sanitärkonzepte" Dezember 2008, DWA Hennef
- [5] Huber (2006), Huber Technologie, Betriebsanleitung der Huber-Biogasanlage im Container vormontiert 2006
- [6] Wittmaier, M. (2003;), „Klärschlammbehandlung im Co-Fermentationsanlagen am Beispiel der BVR Radeberg“, 5. GVC-Abwasser-Kongress – Prozessintegrierte und additive Verfahren der Abwasser- und Schlammbehandlung-, Band 1, VDI-Gesellschaft Verfahrenstechnik und Chemieingenieurwesen GVC
- [7] MUNLV (2001), Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen, Co-Fermentation von biogenen Abfällen in Faulbehältern von Kläranlagen, Düsseldorf, 2001
- [8] Palmowski, L. und Müller, J. (1999), Einfluss der Zerkleinerung biogener Stoffe auf deren Bioverfügbarkeit, Müll und Abfall Heft 6 1999, Erich Schmidt-Verlag GmbH & Co., Berlin 1999
- [9] Wendland, C. (2008): Anaerobic Digestion of Blackwater and Kitchen Refuse. Dissertation TU Hamburg-Harburg, Hamburger Berichte zur Siedlungswasserwirtschaft, Nr. 66, Gesellschaft zur Förderung und Entwicklung der Umwelttechnologien an der TU Hamburg Harburg, Hamburg 2008
- [10] Pannig, R., Hausmüllanalyse Magdeburg, Müll und Abfall, Jg. 34, Nr. 1, Erich Schmidt-Verlag GmbH & Co., Berlin 2002

Autoren

Alexander Wriege-Bechtold
Prof. Dr.-Ing. Matthias Barjenbruch
Fachgebiet Siedlungswasserwirtschaft
Gustav-Meyer-Allee 25
13355 Berlin
Tel.: 030-314-72209
Fax: 030-314-72248
alexander.wriege-bechtold@tu-berlin.de
www.siwawi.tu-berlin.de

Dr.-Ing. Bernd Heinzmann
Berliner Wasserbetriebe
Neue Jüdenstraße 1
10179 Berlin
Tel.: 030-8644-1800
Fax: 030-8644-2378
bernd.heinzmann@bwb.de
www.bwb.de
Dr.-Ing. Anton Peter-Fröhlich
Berliner Wasserbetriebe
Neue Jüdenstraße 1
10179 Berlin
Tel.: 030-8644-1626
Fax: 030-8644-5077
anton.peter-froehlich@bwb.de
www.bwb.de

Prof. Dr.-Ing. Matthias Barjenbruch
Fachgebiet Siedlungswasserwirtschaft
Gustav-Meyer-Allee 25
13355 Berlin
Tel.: 030-314-72209
Fax: 030-314-72248
matthias.barjenburch@tu-berlin.de
www.siwawi.tu-berlin.de

Einfluss der thermischen Desintegration auf Faulgasproduktion und Schlammeigenschaften bei der Co-Vergärung

Robert Mieske, Karsten Fülling, Thomas Dockhorn, Norbert Dichtl,
Institut für Siedlungswasserwirtschaft, Technische Universität Braunschweig

1 Kontext

Im Rahmen des Projektes CoDiGreen wurden Versuche in der Großtechnik und im Pilotmaßstab zu den Einflüssen von Co-Substraten auf Faulgasproduktion und Schlammeigenschaften durchgeführt. Des Weiteren sind in Versuchsanlagen im Labormaßstab die Einflüsse der Klärschlamm-desintegration und dessen Auswirkungen auf Faulschlamm und den Co-Substraten Grassilage (Versuchsreihe 1) und Topinambur (siliert, Versuchsreihe 2) untersucht worden. Dieser Bericht bezieht sich ausschließlich auf die erste Versuchsreihe im Pilotmaßstab mit Grassilage und Thermo-Druck-Hydrolyse (TDH), die am Institut für Siedlungswasserwirtschaft (ISWW) der TU Braunschweig durchgeführt wurde.

Die Co-Vergärung biogener Abfallstoffe bzw. landwirtschaftlicher Co-Substrate wurden bereits mehrfach untersucht und großtechnisch angewendet [1, 2, 3]. Auch die Verfahren zur Desintegration von Klärschlämmen wurden eingehend betrachtet [4, 5, 6]. Die Kombination, Co-Substrate in Verbindung mit Überschussschlämmen einer thermischen Desintegration zu unterziehen, wurde bisher nicht untersucht.

Ein Ziel des Forschungsvorhabens CoDiGreen war es, durch den Einfluss der TDH auf Co-Substrate und Klärschlämme eine Erhöhung der Bioverfügbarkeit der dem Faulbehälter zugeführten Substrate zu erzielen, um damit den zeitlimitierenden Prozessschritt im anaeroben Abbau, die Hydrolysephase, zu verkürzen. Da die erforderlichen hydraulischen Aufenthaltszeiten bei der Monovergärung in Biogasanlagen (> 20 d) oft die der Schlammfaulung (~ 20 d) übersteigen, sollte eine verbesserte Bioverfügbarkeit der zugeführten organischen Bestandteile eine Steigerung der Biogasproduktion bei üblichen Aufenthaltszeiten erwirken. Die Auswirkungen der TDH auf die Entwässerbarkeit des ausgefaulten Schlammes sollte zudem untersucht werden. Ferner wurde im Hinblick auf die Entwässerbarkeit der Einfluss der Co-Vergärung auf die Schlammeigenschaften infolge von

strukturbildenden Stoffen aus den Co-Substraten untersucht. Untersuchungen betreffend möglicher Rückbelastungen (CSB_{ref} , N und P) und Einflüsse auf die Schwermetalle wurden ebenfalls durchgeführt.

2 Vorgehensweise

2.1 Vorversuche im Batch

Das Projekt CoDiGreen sah eine Vorsondierung potentieller Co-Substrate in anaeroben Batchversuchen vor. Hierbei wurden unterschiedliche biogene Abfallstoffe mit und ohne Vorbehandlung durch thermische Desintegration sowie in verschiedenen Mischungsverhältnissen dem Rohschlamm zugesetzt und mit Impfschlamm gemeinsam ausgefault. Die eingesetzten Co-Substrate waren Gras- und Maissilage sowie Topinambur-Knolle bzw. -Aufwuchs. Ferner wurden noch verschiedene Grünschnitte und Abfälle aus der Gewässerinstandhaltung untersucht. Die Desintegration der Substrate wurde mit unterschiedlichen Aufschluss Temperaturen (120°C , 140°C und 160°C) und den korrespondierenden Drücken bei einer Hydrolysedauer von 30 Minuten durchgeführt. In Mehrfachansätzen wurden die Schlammproben bei meso- und thermophilen Temperaturen (35°C und 55°C) über einen Zeitraum von mindestens vier Wochen ausgefault.

Die Ergebnisse der Batchversuche sind anhand der ermittelten spezifischen Faulgasproduktion in Abbildung 1 aufgeführt, dabei wird die produzierte Faulgasmenge auf die zugeführte Fracht an organischem Trockenrückstand in NL/kg oTR_{zu} bezogen. Aufsteigend nach der spezifischen Gasproduktion der jeweiligen Batch-Ansätze wurden die Ergebnisse in der unten stehenden Abbildung angeordnet und in vier Bereiche gegliedert.

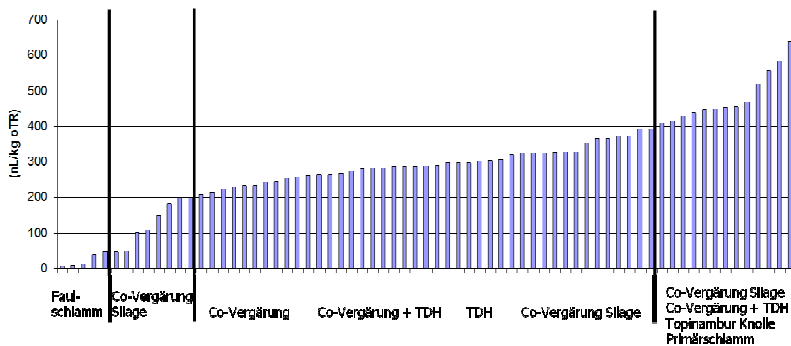


Abbildung 1: Spezifische Gasproduktion der Batch-Vorversuche mit verschiedenen Varianten zur Co-Vergärung.

Der erste Abschnitt zeigt die Ergebnisse zur spezifischen Faulgasproduktion der Referenzansätze (35°C und 55°C), die lediglich mit ausgefaulten Faulschlamm bestückt waren, der den anderen Ansätzen als Impfschlamm diente. Im zweiten Abschnitt sind die Ansätze aufgeführt, die unter einer spezifischen Biogasproduktion von 200 NL/kg oTR_{Zu} lagen. Diese Ansätze waren hauptsächlich Batch-Ansätze zur Vergärung von Co-Substraten ausschließlich im Impfschlamm, wie z.B. Grassilage und Maissilage (48 bzw. 50 NL/kg oTR_{Zu}). Die thermische Vorbehandlung durch die TDH erhöhte die Gasproduktion der Ansätze zur Monovergärung signifikant. Bei der Co-Vergärung der Ansätze mit Grassilage sowie Maissilage – also Impfschlamm + Rohschlamm + Co-Substrat – wurden Gaserträge von 284 NL/kg oTR_{Zu} und 329 NL/kg oTR_{Zu} erzielt. Die meisten Batch-Ansätze produzierten zwischen 200 und 400 NL/kg oTR_{Zu}, wie z.B. die Ansätze mit Rohschlämmen und Co-Vergärung mit Grünschnitt und Topinambur. Die größte Steigerung der spezifischen Faulgasproduktion konnte durch die Vorbehandlung mit TDH erzielt werden. Mehr als 400 NL/kg oTR_{Zu} wurden bei den Ansätzen mit TDH-behandelten Rohschlämmen, und einer Kombination aus TDH und Co-Vergärung sowie thermophiler Faulung erreicht.

Aufgrund der oben aufgeführten Erkenntnisse aus den Vorversuchen wurden weiterführende Versuche mit Grassilage und siliertem Topinambur (Aufwuchs) durchgeführt, welche in einer Anlage im Pilotmaßstab untersucht wurden.

2.2 Versuche im Labormaßstab

Im Rahmen des Versuchsprogramms wurden anaerobe Abbauprobungen im Labormaßstab in vier Faulreaktoren (siehe Abbildung 2) durchgeführt. Die Reaktoren besaßen ein Bruttovolumen von 40 Litern und wurden durch einen Elektromotor mit einem Zahnriemensystem, welches vier vertikale Wellen mit Paddeln antrieb, kontinuierlich durchmischt. In einem beheizten Container (35°C) wurden die Reaktoren mit einer vom ISWW eigens dafür entwickelten elektronischen Gasmengenerfassung betrieben. Die Aufzeichnung von Gasmenge, Betriebstemperatur und Luftdruck wurde auf einem digitalen Schreiber erfasst. Die Zugabe der Rohschlämme („Service“) erfolgte täglich von Hand über ein Druckstutzensystem, nachdem über einen Seitenauslass die auszugleichende Menge an Faulschlamm entnommen wurde.

In Abbildung 3 ist die halbtechnische TDH-Anlage dargestellt, in welcher die Substrate Überschussschlamm (ÜS) bzw. ÜS plus Grassilage durch Wasserdampfzugabe (rechter Behälter) bei 160°C und korrespondierenden Druck (~ 6,3 bar) in einem Hydrolysereaktor (mittlerer Behälter) aufgeschlossen wurden. Im Anschluss der Behandlungsdauer von 30 Minuten folgte eine abrupte Druckentspannung in den Entspannungsbehälter (linker Behälter).

Die Beschickung der Reaktoren wurde mit unterschiedlichen Mischungsansätzen durchgeführt. Im Anschluss des thermischen Aufschlusses wurde das desintegrierte Produkt mit Primärschlamm zu „Rohschlamm“ vermengt, welches anschließend als neues Substrat dem entsprechenden Versuchsreaktor (R2, R4) für die folgende Serviceweche diente. Entsprechend ohne die Vorbehandlung mit TDH wurden die Substratmischungen für die Reaktoren R1 und R3 hergestellt (siehe Tabelle 1). Reaktor R1 diente als Referenzreaktor, dessen Zulauf aus Rohschlamm mit Primär- und Überschussschlamm in einem TR-Verhältnis von 1:1 bestand (siehe Abbildung 4).



Abbildung 2: Faulreaktoren im Pilotmaßstab (Fotos: ISWW).



Abbildung 3: TDH-Anlage im Pilotmaßstab.

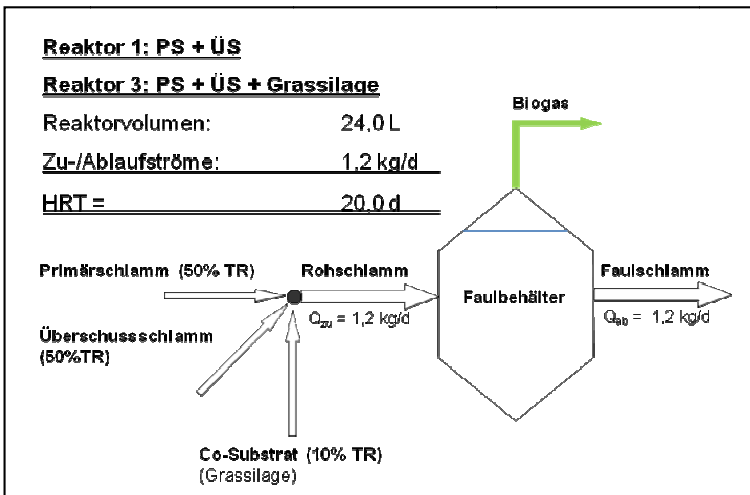


Abbildung 4: Schema der Pilotversuche am Beispiel von R1 und R3.

Primär- und Überschussschlamm stammten vom Klärwerk Steinhof (KWS) in Braunschweig. Das Füllvolumen je Reaktor wurde auf 24,0 Liter gewählt, sodass sich durch eine tägliche Austauschmenge (Faulschlamm gegen Rohschlamm) von 1,2

Litern eine hydraulische Aufenthaltszeit (HRT) von 20 Tagen ergab. Nach einer Einfahrphase von drei Schlammaltern wurde das Verhalten der Versuchsschlämme mit hohem analytischem Aufwand in einer 39-tägigen Intensivmessphase (IMP) untersucht. Nach drei Schlammaltern war aufgrund des stabilen Abbauverhaltens im Hinblick auf Faulgasproduktion, Gehalt an organischen Säuren und Abbaugrad davon auszugehen, dass eine Adaption der anaeroben Biozönose an das zugeführte Substrat abgeschlossen war.

In Tabelle 1 sind die vier zugeführten Mischungsansätze aufgeführt, welche sich aus Primärschlamm und Überschussschlamm (unbehandelt oder TDH-behandelt) sowie bei Reaktoren R3 und R4 mit dem entsprechenden Anteil an Grassilage zusammensetzten. Der Rohschlamm wurde aus Primär- und Überschussschlamm im Verhältnis von 1:1 in Bezug auf ihren TR-Gehalt zusammengestellt. Der ermittelte TR des Rohschlammes diente zur Bestimmung der Zugabemenge an Grassilage, die additiv mit 10% TR-Anteil hinzugegeben wurde.

Tabelle 1: Übersicht der Rohschlammzusammensetzungen.

Versuchszeitraum: 15.07.2010 - 18.11.2010			TR-Anteil je Schlammmix		
Reaktor	hydraul. Aufenthaltszeit	Schlammmix	Rohschlamm		Co-Substrat
			PS	ÜS	
R1	20 Tage	PS + ÜS	50 %	50 %	--
R2		PS + $\text{ÜS}_{160^{\circ}\text{C}}$	50 %	50 %	--
R3		PS + ÜS + Grassilage	50 %	50 %	10 %
R4		PS + $(\text{ÜS} + \text{Grassilage})_{160^{\circ}\text{C}}$	50 %	50 %	10 %

PS = Primärschlamm; ÜS = Überschussschlamm; $_{160^{\circ}\text{C}}$ = Behandlung durch TDH

Der Reaktor R2 (PS + $\text{ÜS}_{160^{\circ}\text{C}}$) diente zur Untersuchung der Einflüsse der thermischen Desintegration mittels TDH. In Reaktor R3 erfolgte die Co-Vergärung von Grassilage ohne TDH und R4 bildete die Kombination aus Co-Vergärung mit thermischer Desintegration. Um eine Vergleichbarkeit der Reaktoren zu sichern, diente der Reaktor R1 mit einer üblichen Rohschlammischung als Referenz.

Massenbilanzen wurden durch den Vergleich der Input- und Output-Ströme erstellt. Bei allen untersuchten Stoffgruppen konnten die Massenbilanzen in einem Schwankungsbereich von 1,0 bis 11,8% geschlossen werden. Über die Feststoffbilanz wird anhand des organischen Abbaugrades die Betrachtung des Einflusses der thermischen Desintegration auf den anaeroben Abbauprozess sichtbar gemacht. In die

Kohlenstoffbilanz wurden Gasmengen und -qualität mit eingebunden, da durch den anaeroben Umsatz ein Teil des Kohlenstoffes in die Gasphase über geht.

Das Versuchsprogramm sah neben der Biogasproduktion und -qualität folgende Bilanzierungen vor:

- Feststoffbilanz (TR, oTR)
- Kohlenstoffbilanz (CSB, TC)
- Stickstoffbilanz (TKN)
- Phosphorbilanz (P_{ges})

Die Analytik während der Versuchsreihe umfasste die Standardparameter CSB, N, P, sowie in der Sonderanalytik organische Schadstoffe und Schwermetalle. Ferner wurden Rückbelastungen untersucht und die Entwässerbarkeit TR(A) anhand der thermogravimetrischen Messung (TGM) ermittelt.

Die Produktion an Faulgas wurde digital erfasst und als tägliche spezifische Faulgasproduktion berechnet, welche in Abbildung 5 als graue Linie zu sehen ist. Um die Leistung des jeweiligen Faulreaktors besser beurteilen zu können, wurde die Gasproduktion mit der oTR-Fracht kumulativ berechnet (Strichpunktlinie). Zudem ist die spezifische Gasproduktion ebenfalls kumulativ über die zugeführte oTR-Fracht innerhalb eines Schlammalters ab (gestrichelt) aufgetragen.

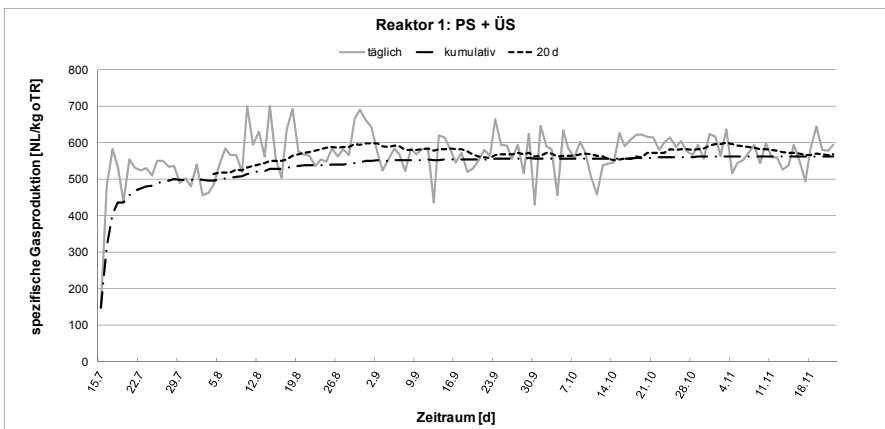


Abbildung 5: Spezifische Gasproduktion von R1 über den Versuchszeitraum.

Der Kurvenverlauf der spezifischen Gasproduktion zu Beginn der Versuchsreihe bis zum Start der IMP (23.09.) zeigt den Übergang der Einfahrphase zum stabilen Abbauverhalten im Reaktor R1 auf.

3 Ergebnisse und Diskussion

Feststoffbilanz

Um den Einfluss der thermischen Desintegration auf den anaeroben Abbau bewerten zu können, wurde zunächst der organische Abbaugrad herangezogen. In Tabelle 2 sind die vier Versuchsschlämme mit Schlammalter und Raumbelastung sowie den oTR-Abbaugrad und die TR-Reduktion aufgeführt.

Tabelle 2: Ergebnisse der Feststoffbilanz aus der IMP.

Reaktor	Schlammalter	$Q_{Zu} = Q_{Ab}$	Raum- belastung	oTR- Abbaugrad	TR- Reduktion
IMP (39d) 23.09. - 31.10.2010	[d]	[kg/d]	[g oTR/L*d]	[%]	[%]
R1: PS+ÜS	20	1,2	2,18	53,3%	44,2%
R2: PS+ÜS _{160°C}	20	1,2	2,10	60,4%	50,6%
R3: PS+ÜS+GS	20	1,2	2,38	54,2%	45,3%
R4: PS+(ÜS+GS) _{160°C}	20	1,2	2,23	59,7%	47,6%

Durch Zugabe von Grassilage stieg erwartungsgemäß die Raumbelastung, wobei durch den Wasserdampfeintrag infolge der TDH (bei R4) der Schlamm verdünnt wurde und sich dadurch eine Verringerung der Raumbelastung gegenüber Reaktor R3 einstellte. Insgesamt konnte bei den Reaktoren R2, R3 und R4 ein höherer organischer Abbaugrad gegenüber der Referenz festgestellt werden. Die mit der TDH vorbehandelten Schlämme wiesen die höchsten Abbaugrade auf. Reaktor R2 konnte den Abbau um 7,1 und R4 um 6,4 Prozentpunkte gegenüber der Referenz erhöhen. Die reine Co-Vergärung in Reaktor R3 erhöhte den Abbau trotz höherer Raumbelastung um 0,9 Prozentpunkte.

Spezifische Gasproduktion

Tabelle 3 führt den Methangehalt und die spezifische Faulgasproduktion auf, die sich auf den abgebauten und den zugeführten oTR über einen Zeitraum von 60 Tagen bezieht. Des Weiteren wurde bei den Schlamm-mischungen mit Co-Vergärung die Biogasproduktion auf den oTR des Rohschlamm umgerechnet, um den Gasmehrertrag infolge der nutzbaren Co-Substrate auf den zu behandelnden Rohschlamm deutlich zu machen. Zudem sind in Tabelle die prozentualen Veränderungen infolge TDH und Co-Vergärung bezogen auf die Referenz aufgeführt.

Tabelle 3: Übersicht der spezifischen Gasproduktion und die prozentualen Veränderungen durch Co-Vergärung und TDH.

Reaktor	Methan- gehalt	spezifische Gasproduktion [NL/kg oTR]			Steigerung durch Co-Vergärung		Steigerung durch TDH	
		oTR _{zugeführt}	oTR _{Rohschlamm}	oTR _{abgebaut}	[%]*	[%]**	[%]*	[%]**
IMP (60d) 23.09. - 22.11.2010	[%]							
R1: PS+ÜS	63,6	575		1062	-	-	-	
R2: PS+ÜS_{160°C}	64,5	623		1018	-	-	8	
R3: PS+ÜS+GS	67,9	586	707	1073	2	23	-	-
R4: PS+(ÜS+GS)_{160°C}	68,8	602	731	1019	5	27	3	3
* bezogen auf oTR _{zugeführt} ** bezogen auf oTR _{Rohschlamm}								

Durch die Zugabe von Grassilage wurde ein Anstieg des Methangehaltes festgestellt. In beiden Versuchsreaktoren (R3 und R4) war der Einfluss der Grassilage auf den Methangehalt erkennbar. Die Co-Vergärung der Grassilage in den Reaktoren R3 und R4 hatten einen Anstieg des Methangehaltes um 4,3 Prozentpunkte zur Folge. Der Anstieg des Methangehaltes durch die thermische Desintegration war mit 0,9 Prozentpunkten nur geringfügig höher.

Die Grassilage in R3 (ohne TDH) konnte gegenüber der Referenz R1 die spezifische Gasproduktion bezogen auf den zugeführten Rohschlamm um 23% sowie in R4 27% erhöhen. Die Steigerungen der spezifischen Gasproduktion, bezogen auf den zugeführten oTR, waren infolge der Co-Vergärung mit 2% (R3) und 5% (R4) gering. Durch die thermische Desintegration wurde eine Erhöhung der spezifischen Gasproduktion um 8% festgestellt. Die Steigerung der spezifischen Gasproduktion in Reaktor R4 (Co-Vergärung + TDH) infolge der TDH lag bei 3%, in Bezug auf oTR_{zugeführt} sowie auf oTR_{Rohschlamm}.

Schwermetalle

Ein Auszug der Schwermetallanalysen ist in Tabelle 4 aufgeführt. Dort sind die mittleren Schwermetallkonzentrationen der ausgefaulten Versuchsschlämme bezogen auf die Feststofffraktion (TR) zu sehen. Des Weiteren sind die vorgesehenen Grenzwerte der kommenden Klärschlammverordnung (AbKlärV 2012) für Faulschlämme mit einem Phosphat-Gehalt von über 5% angegeben.

Es wurden keine Grenzwertüberschreitungen der Schwermetallkonzentrationen festgestellt. Im Allgemeinen wurde erkannt, dass die TDH ein Übergang von Schwermetallen aus der Feststofffraktion in die gelöste Phase verursacht. Dieser Effekt hob sich jedoch während des anaeroben Abbaus wieder auf, sodass in den Ablaufwerten keine Auffälligkeiten erkennbar waren.

Tabelle 4: Schwermetall-Konzentrationen und P_2O_5 -Konzentrationen im Ablaufschlamm mit den Grenzwerten der AbKlärV (Novelle).

Schwermetalle [mg/kg TR]	Cadmium	Chrom	Kupfer	Nickel	Blei	Zink	Queck- silber	P_2O_5 - Gehalt
Grenzwert (Novelle AbKlärV) $P_2O_5 > 5\%$ TR	3,0	120	850	100	150	1800	2,0	[%-TR]
R1: PS+ÜS	1,5	50,6	240	30,4	43,6	1.040	0,9	8,7
R2: PS+ÜS_{160°C}	1,6	48,4	257	33,5	47,1	1.065	0,8	10,1
R3: PS+ÜS+GS	1,5	42,8	226	28,0	41,5	974	0,6	8,8
R4: PS+(ÜS+GS)_{160°C}	1,6	47,7	233	37,4	43,2	1.000	0,9	11,0

Rückbelastungen

Durch die Rückführung des anfallenden Schlammwassers aus der Klärschlammmentwässerung entstehen Rückbelastungen im Zulauf der biologischen Stufe [6]. Die Konzentrationen der analysierten Parameter CSB_r , NH_4 -N und PO_4 -P in der flüssigen Phase sind in Tabelle 5 aufgeführt.

Tabelle 5: Konzentrationen von CSB_f, NH₄-N und PO₄-P im Zentratwasser.

mittel min max	CSB _f		NH ₄ -N		PO ₄ -P	
	[mg/L]		[mg/L]		[mg/L]	
R1: PS+ÜS	617		1.089		209	
	525	753	1.040	1.180	200	216
R2: PS+ÜS_{160°C}	1.382		1.204		210	
	1.208	1.530	890	1.345	185	260
R3: PS+ÜS+GS	948		1.105		206	
	789	1.342	1.065	1.190	199	216
R4: PS+(ÜS+GS)_{160°C}	1.831		1.165		212	
	1.674	1.946	800	1.335	188	268

Die Rückbelastungen durch den Parameter CSB_f erhöhten sich durch die Vorbehandlung mit TDH. Auch die Grassilage hatte einen Anstieg der CSB_f-Konzentrationen gegenüber der Referenz zur Folge. Bei Reaktor R2 wurde eine mittlere Steigerung der CSB_f-Konzentration zu R1 um 124% ermittelt. Die Co-Vergärung in Reaktor R3 steigerte den CSB_f-Gehalt um ca. 54%. Infolge der Kombination in Reaktor R4 aus Co-Vergärung und TDH wurde der Wert an CSB_f um fast das Dreifache (197%) erhöht.

Bei den Konzentrationen des Ammoniumstickstoffs wurden ebenfalls Erhöhungen durch die thermische Desintegration festgestellt, die die gemittelten Konzentrationen bei R2 um ca. 11% und bei R4 um 7% gegenüber Reaktor R1 erhöhten. Eine signifikante Änderung bei den NH₄-N-Rückbelastungen durch die Co-Vergärung mit Grassilage konnte nicht eindeutig belegt werden. Die Unterschiede in den PO₄-P-Konzentrationen zwischen den vier Versuchsreaktoren waren gering, sodass kein eindeutiger Einfluss bedingt durch Co-Vergärung und/oder TDH festgestellt werden konnte.

Insgesamt betrachtet kann der Einfluss der TDH auf die Verschiebung der CSB-Konzentrationen in die gelöste Phase ein Problem darstellen, wenn ein Großteil sich als nicht oder nur schwer abbaubar erweist. Eine entsprechende Folge wäre eine Erhöhung der CSB-Ablaufwerte.

Die biologische Restabbaubarkeit des Zentratwassers aus den vier Versuchsreaktoren wurde mit einem Zahn-Wellens-Test modifiziert nach DIN EN ISO 9888 bewertet. Dieser beschreibt den nichtlinearen aeroben Abbaupfad der CSB_f-Konzentrationen über 72 Stunden, um daraus den Anteil des refraktären CSB_f zu bestimmen [6, 7]. In

Tabelle 6 sind Ergebnisse zur aeroben Abbaubarkeit dargestellt. Aufgeführt sind die Ausgangskonzentrationen an CSB_f , die prozentuale Abbaubarkeit im Zahn-Wellens-Test und der ermittelte $CSB_{\text{refraktär}}$.

Tabelle 6: Ergebnisse des modifizierten Zahn-Wellens-Tests.

Reaktoren	CSB_f	Abbaubarkeit im Zahn-Wellens-Test	$CSB_{\text{refraktär}}$
Reaktor	[mg/L]	[%]	[mg/L]
R1: PS+ÜS	617	49,9	309
R2: PS+ÜS _{160°C}	1.382	45,9	748
R3: PS+ÜS + GS	948	51,7	458
R4: PS+(ÜS+GS) _{160°C}	1.831	47,3	964

Die Konzentrationen des refraktären CSB_f erhöhten sich im Zentratwasser aus Reaktor R2 durch die TDH um 142% auf 748 mg/L. Die Kombination aus Co-Vergärung und thermischer Desintegration wies die höchste Steigerung von 212% zur Referenz R1 auf. Der Einfluss der Grassilage auf das Zentratwasser aus Reaktor R3 konnte bei der Ermittlung des refraktären CSB_f mit einer Erhöhung um 48% erfasst werden, obwohl die prozentuale Abbaubarkeit im Zahn-Wellens-Test mit 51,7% am höchsten war. Durch die erhöhten Startkonzentrationen an CSB_f in R2, R3 und R4, waren nach dem aeroben Abbaustest, bei ähnlicher Abbaubarkeit, auch die Konzentrationen an nicht abbaubaren CSB_f dementsprechend hoch.

Entwässerbarkeit

Um die Einflüsse der Co-Vergärung und der TDH auf das Entwässerungsverhalten der Faulschlämme beurteilen zu können, wurden die Faulschlämme durch die thermogravimetrische Messung (TGM) untersucht.

In einer Klärschlamm suspension kann in verschiedene Wasseranteile, gemäß ihrer physikalischen Bindung an den Schlamm partikeln, unterschieden werden. Diese sind das freie Wasser, das keine Bindung an die Schlamm partikeln besitzt und Wasseranteile, die kapillar oder adhäsiv gebunden bzw. intrazellulär sind. Die Verteilung der Wasseranteile ist von besonderer Bedeutung, da nur das freie Wasser bei der maschinellen Entwässerung abgetrennt werden kann [8].

In Abbildung 6 ist beispielhaft der Trocknungsverlauf in Abhängigkeit des Feuchtegehaltes der Probe von R4 dargestellt, aus dem der freie Wasseranteil abgeleitet wird. Solange freies Wasser in der Klärschlammprobe vorhanden ist, verläuft die Trocknungsrate linear.

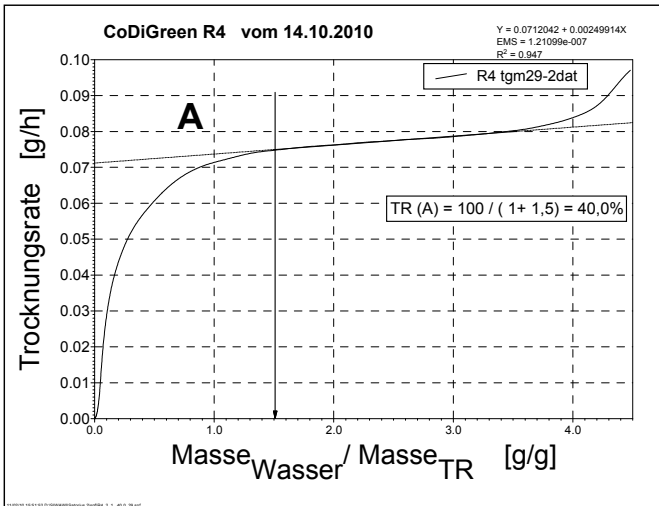


Abbildung 6: Trocknungsrate und TR(A) des Faulschlammes aus Reaktor R4.

Der Kennwert TR(A) ist zur Bestimmung des erreichbaren Entwässerungsergebnisses und entspricht dem Feststoffgehalt, der sich einstellt wenn alles freie Wasser aus einer Schlammsuspension abgetrennt ist und das Ende des ersten Trocknungsabschnittes markiert (siehe in Abbildung 6) [8]. Die großtechnisch erreichbaren Entwässerungsergebnisse der Faulschlämme aus den vier Versuchsreaktoren sind in Abbildung 7 dargestellt.

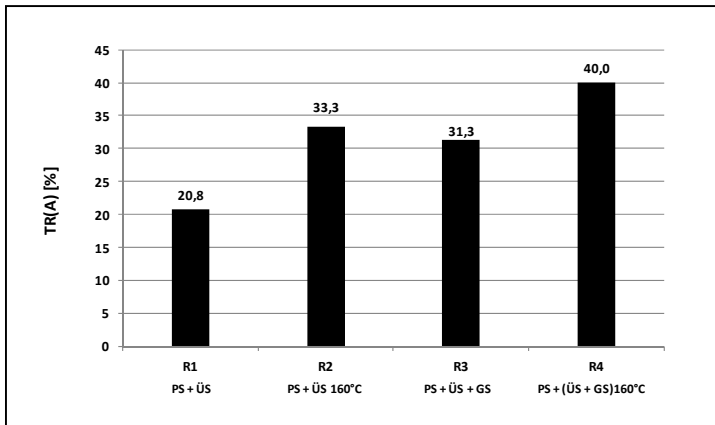


Abbildung 7: Entwässerbarkeit der Faulschlämme aus der IMP.

Die thermische Desintegration setzte das Wasserbindevermögen des Faulschlammes herab, wodurch ein höherer organischer Abbaugrad erreicht wurde und dementsprechend die Entwässerbarkeit des Schlammes verbesserte. Der Reaktor R2 erreichte durch die thermische Desintegration des Überschussschlammes eine Entwässerbarkeit von 33,3% TR(A). Referenzreaktor R1 wies eine Entwässerbarkeit von 20,8% TR(A). Eine Verbesserung des Entwässerungsgrades durch strukturbildende Stoffe aus der Grassilage wurde bei der TGM-Untersuchung des Faulschlammes aus Reaktor R3 (TR(A) = 31,3%) festgestellt. Der Faulschlamm aus Reaktor R4 wies durch die positiven Effekte infolge von Grassilage sowie der thermischer Desintegration die höchste Entwässerbarkeit mit 40,0% auf.

4 Fazit und Ausblick

In den hier vorgestellten Versuchen im Pilotmaßstab des Forschungsprojektes CoDiGreen wurden die Einflüsse der thermischen Desintegration auf die Faulgasproduktion und Schlammigenschaften bei der Co-Vergärung untersucht. Die Zugabe von Grassilage mit einem TR-Anteil von 10% bezogen auf den Gesamtanteil des Trockenrückstands der Schlammmischung wurde als Co-Vergärung und als Co-Vergärung mit einer Vorbehandlung durch TDH untersucht.

Bei den Feststoffbilanzen wurde festgestellt, dass die thermische Desintegration den organischen Abbaugrad bei der Co-Vergärung positiv beeinflusst, welches sich in der Gasproduktion widerspiegelte.

Co-Vergärung

Die Grassilage konnte als positiven Effekt eine Erhöhung des Methangehalts erzeugen. Der Anstieg der spezifischen Gasproduktion durch die Co-Vergärung von Grassilage war jedoch eher gering. Da das in der Versuchsreihe verwendete Gras mit einem relativ hohen Ligninanteil geerntet wurde, können bei einem besseren Erntezeitpunkt höhere spezifische Gaserträge erzielt werden [3]. Bei einer großtechnischen Umsetzung fallen zusätzliche Kosten für Ernte, neue Maschinenteknik als auch Personal an und die zu verwertenden Schlammengen steigen. Eine eingehende Prüfung der Wirtschaftlichkeit ist von daher für jeden potentiellen Standort erforderlich. Grundsätzlich ist die Nutzung von freien Faulraumkapazitäten zur Co-Vergärung, bei sinkenden Schlammengen durch den zurückgehenden Abwasseranfall, weiterhin ein guter Ansatz zur Steigerung der Energieeffizienz einer Kläranlage. Die Verbesserung der Nährstoffverhältnisse durch eine Co-Vergärung kann zu einer Stabilisierung des anaeroben Abbauprozesses führen.

Thermo-Druck-Hydrolyse

Die thermische Desintegration des Co-Substrates sorgte für einen stabilen Betrieb und verbesserte die spezifische Faulgasproduktion gegenüber der einfachen Co-Vergärung. Durch den Einfluss der TDH auf den Faulschlamm in Reaktor R2 konnte die größte Steigerung der spezifischen Gasproduktion erzielt werden. Großtechnische Umsetzungen von TDH-Anlagen weisen ähnliche Ergebnisse auf, obwohl in der Großtechnik ein Gasmehrertrag von bis zu 50% erzielt wurde [9]. Der Unterschied zu den großtechnischen Ergebnissen lässt vermuten, dass verbesserte Prozessabläufe gegenüber der halbtechnischen Versuchsanlage ablaufen (schonenderes Aufheizen des Schlammes, optimierte Dampfzugabe, etc.).

Ein weiterer Vorteil der thermischen Desintegration ist die Desinfektion des Klärschlammes im Hinblick auf eine mögliche gesetzliche Regelung. Durch einen thermischen Aufschluss des Vollstroms (PS + ÜS) kann eine Desinfektion realisiert werden [9]. Der Bedarf einer TDH-Anlage an Prozessenergie ist in einem guten Verhältnis, da der Großteil durch BHKW-Abwärme bereitgestellt und das meiste der aufgewendeten Wärmeenergie im Kreis geführt werden kann.

Ein weiterer Vorteil der TDH ist die Verbesserung der Entwässerbarkeit des Faulschlamm, welches positive Effekte wie Stapelfähigkeit des entwässerten Schlamm und Kostenersparnisse mit sich bringt. Ein maßgebender Einfluss der TDH auf die Schwermetalle, auch in Hinblick auf die verschärften novellierten Grenzwerte der kommenden Klärschlammverordnung (2012), konnte nicht bestätigt werden. Der Einfluss der thermischen Desintegration auf die Rückbelastungen in Hinblick auf den refraktären CSB ist in der Großtechnik noch zu validieren.

Acknowledgement

Das Projekt CoDiGreen wurde vom Institut für Siedlungswasserwirtschaft der TU Braunschweig in Kooperation mit den Partnern von Veolia Water (Sponsor), den Berliner Wasserbetrieben (BWB, Sponsor und Kollaboration), der Stadtentwässerung Braunschweig (SE|BS, Kollaboration), dem Abwasserverband Braunschweig (AVBS, Subkontrakt und Kollaboration) sowie dem Anjou Recherche (AR, Kollaboration) durchgeführt.

Literatur

- [1] **Schmelz, K.G. 2000.** Co-Vergärung von Klärschlamm und Bioabfällen. Manuskripte zur Abfallwirtschaft (Hrsg. Prof. W. Bidlingmaier); Rhombos-Verlag Berlin.
- [2] **Haberkern, B., Maier, W. und Schneider, U. 2008.** Steigerung der Energieeffizienz auf kommunalen Kläranlagen. Arbeitsgemeinschaft iat - Ingenieurberatung für Abwassertechnik, Uni Stuttgart und TU Kaiserslautern. s.l. : Umweltbundesamt, 2008. Umweltforschungsplan des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit.
- [3] **DWA (Hrsg.) Merkblatt DWA-M 380. 2009.** „Co-Vergärung in kommunalen Klärschlammfaulbehältern, Abfallvergärungsanlagen und landwirtschaftlichen Biogasanlagen“, DWA e.V. Hennef.
- [4] **ATV-DVWK-Arbeitsgruppe AK-1.6. 2003.** Thermische, chemische und biochemische Desintegrationsverfahren. KA 06/2003 „Klärschlamm-desintegration“, DWA. 2003. DWA-Regelwerk.
- [5] **Bischofsberger, W., et al. 2005.** Anaerobtechnik. 2. Auflage. Berlin/Heidelberg: Springer Verlag, 2005.
- [6] **Rand, W., Dichtl, N. und Dockhorn, T. 2008.** Untersuchungen zur Klärschlamm-desintegration mittels Thermodruckhydrolyse. Institut für

Siedlungswasserwirtschaft, TU Braunschweig. Braunschweig : s.n., 2008.
Veröffentlichung in Müll und Abfall.

- [7] **Wittenberg, M. 2003.** Stoffstromanalyse und Bewertung von Umweltschutzmaßnahmen am Beispiel der Abwasserwirtschaft eines Automobilwerkes; Veröffentlichung des Institutes für Siedlungswasserwirtschaft der TU Braunschweig, Heft 71.
- [8] **Kopp, J. 2009.** Theoretische Grundlagen zur Entwässerbarkeit von Schlämmen. Lengede : s.n., 2009.
- [9] **Pollution Control Service GmbH, 2008.** <http://pcs-consult.de/>. http://www.pcs-consult.de/PCS_Hydrolyse_10_04_2008.pdf

Autoren

Robert Mieske

Karsten Fülling

Institut für Siedlungswasserwirtschaft

TU Braunschweig

Pockelsstr. 2a

38100 Braunschweig

Tel.: 0531-391-7994

Fax: 0531-391-7947

r.mieske@tu-braunschweig.de

www.tu-braunschweig.de/iswww

Nutrient recycling and energy production with microalgae from a life cycle perspective

Annika Weiss¹, Andreas Patyk¹, Liselotte Schebek^{1,2}

¹Karlsruhe Institute of Technology (KIT), Institute for Technology Assessment and Systems Analysis (ITAS), Department of Technology-Induced Material Flow (ZTS)

²Technical University of Darmstadt, Institute IWAR

Abstract

Algae have been discussed recently to serve as sustainable energy carriers. Previous research about this topic suggests that net energy generation from microalgae is negative so far. Novel photobioreactor designs and integrated concepts of algae energy production can help to improve the net energy balance. For an environmental sustainable energy supply however, the production process should be competitive concerning ecological criteria such as nutrient demand.

In this study, a material flow based life cycle model of different processes of algal energy production is created. Within this model, potential future systems of algal energy production are identified and compared to each other regarding net energy generation and environmental impacts. Benefits and drawbacks of different systems can be discovered and the results will be used to support decision makers and to give suggestions for further research.

1. Introduction

Microalgae may have superior characteristics to other biological energy carriers such as straw, wood, or energy crops: Algae grow faster than land plants and they can be cultivated in salt or wastewater – also in closed systems on non-arable land.

Microalgae require nutrients, water, carbon dioxide and sunlight to produce biomass. The biomass can be converted into energy carriers. Algae consist of about 7% nitrogen and 1% phosphorous [1]. A balanced supply of nutrients like phosphorous and nitrogen is essential for the optimal growth of the algae. However, the production of nutrients is energy intensive and may have a big impact on the net energy balance of the algae production process.

A range of different energy carriers can be produced from microalgae. Microalgal biomass can be converted into biogas via anaerobic digestion. The biomass can also be fermented, distilled and dehydrated to produce ethanol. If the algae contain many lipids, those can be separated from the biomass and converted into biodiesel by transesterification [1, 2]. Moreover, hydrogen can be produced from the algal biomass directly by biophotolysis [2]. Depending on the end product, different amounts of nutrients are required for cultivating the algae.

On the basis of a life cycle model, it is possible to evaluate and compare the cumulative energy demand (CED, this includes the consumed power, fuels and materials as well as the energy to manufacture and supply this) and environmental impacts of different systems of algae cultivation.

Williams and Laurens [3] found that the main bottlenecks in the energy balance of bioenergy production with microalgae are the harvesting and dewatering of the algal biomass and the lost energy from non captured photons. Biogas production from the algal biomass does not require the energy intensive step of drying the algae – in contrast to for example biodiesel production from algae [3]. The same is true for hydrogen production via two stage biophotolysis: In the first stage biomass is produced and then, in the second stage, converted into hydrogen. This second stage requires anaerobic conditions in the reactor, a sulphur deprived culture and light incidence [4]. Hydrogen can then be separated directly from the culture with a specially designed bioreactor. That way, it is not necessary to harvest the algal biomass and energy can be saved. Moreover, less fertiliser is necessary since the conversion of biomass into hydrogen by the algae does not require nutrients.

2. Material and methods

The systems which are chosen for the life cycle model include hydrogen production in a novel designed photobioreactor and the conversion of the residual biomass into biogas (scenario “H₂+Biogas”). This system was compared to exclusive biogas production with algae cultivated in the same photobioreactor (scenario “Biogas”). The end-products biogas and hydrogen were chosen because they do not require many energy-intensive steps of processing the biomass. The energy in- and output of the systems was modelled over a time period of one year using the software umberto®. Data for the energy supply and for the embodied energy of construction materials for the facilities were taken from the database ecoinvent. A flow chart of a modelled process is shown in figure 1.

Data for harvesting the algae biomass were taken from a centrifugation process with an energy demand of 1.5 kW and 1200 l h⁻¹ capacity. Energy consumption of the novel

photobioreactor was estimated to be 30 W m^{-3} since a low mixing energy should be the outstanding design attribute of the reactor. Lifetime of the bioreactor was assumed to be 10 years. The minimal requirement of nutrients was calculated using the approximate molecular formula of the microalgal biomass, which is $\text{C}_1\text{O}_{0.48}\text{H}_{1.83}\text{N}_{0.11}\text{P}_{0.01}$. This formula is based on data presented by Grobbelaar (2004).[1, 5].

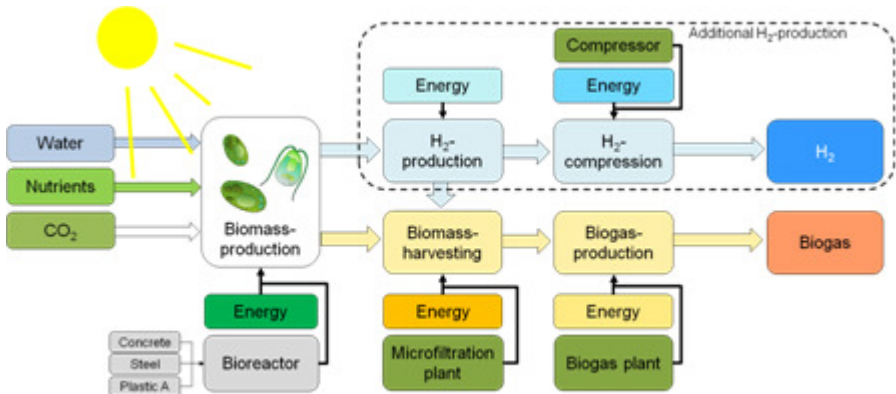


Figure 1: Life cycle model of biogas and hydrogen production with microalgae

It was assumed that during 252 days per year, temperature and light were sufficient to produce biomass. Biomass production was modelled as a batch process with seven days of biomass growth with an initial biomass concentration of 0.1 g DM per litre, a growth rate of 0.03 h^{-1} and a final biomass concentration of 6 g DM per litre. Considering the reactor design and an average irradiation of 10 MJ per square meter and day, this corresponds to a photon conversion efficiency of about 4% . For the scenario “Biogas”, the biomass production phase was followed by one day of harvesting and cleaning. For the scenario “ H_2 +Biogas” 2 ml H_2 per gram dry matter and hour was produced over a period of fifteen days after the biomass was produced. The analysis was done for the CED (all resources excluding fixed sunlight) since the CED is the key indicator for energy technologies.

3. Results

The energy inputs and outputs of biogas production in a photobioreactor and additional hydrogen production over one year were balanced and normalized to one MJ energy output from biogas. Results are shown in figure 2.

For the process of biogas production in a photobioreactor, more than 1.5 MJ of energy (CED excluding sunlight) is consumed to produce one mega joule of biogas from algae. Although nutrient supply has a big impact on the energy balance, it is not the main input. The production of the reactor material has the biggest impact on the energy balance, followed by the energy for the biomass production (mixing and gassing) and the energy to supply nitrogen. A bioreactor made from glass would have less energy impact (data not shown) but may be not stable enough and more difficult and expensive to produce than a plastic bioreactor.

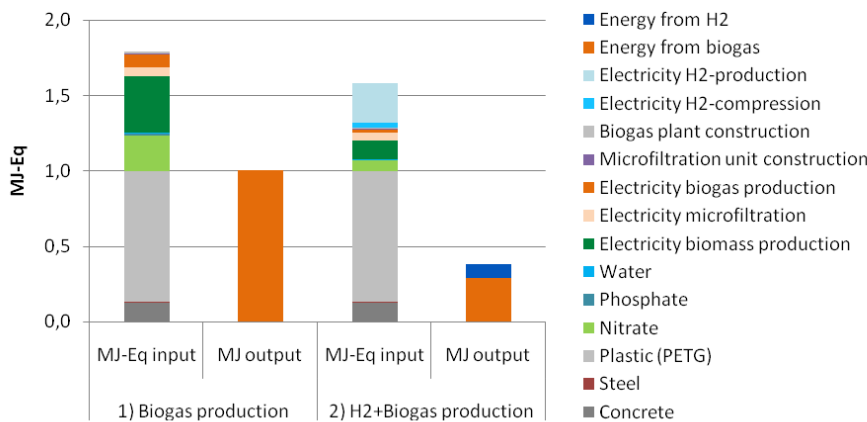


Figure 2: Results of the energy balance for biogas production and additional hydrogen production with microalgae in a photobioreactor.

When hydrogen is produced additionally, the ratio of energy input to energy output is worse than in the case when only biogas is produced. In the two-stage process, the biomass is transformed into hydrogen under the influence of sunlight. The heating value of hydrogen is much higher than that of biogas (142 MJ kg^{-1} in contrast to 36 MJ kg^{-1}) however, only several hundred litres of hydrogen can be produced per year and

the density of H_2 is low ($0.000089 \text{ kg L}^{-1}$) so that the net energy output is smaller than for exclusive biogas production.

The energy input for nutrients is lower when hydrogen is produced additionally "H₂+Biogas". This is due to the fact that biomass is converted into hydrogen when in the other scenario "Biogas" more biomass is produced in the same time. However, the energy savings from the decreased nutrient demand do not compensate the loss of energy from the non produced biomass.

4. Discussion

Energy can be saved by increasing the output of the system or by decreasing the input. An increased output would be the production of more biomass per area and time. This can only be achieved in a closed system since the surface to volume ratio is higher in photobioreactors and more photons per area can be captured. Cultivation of algae in open ponds on the other hand could decrease the energy input of the systems. A life cycle balance can help to find the optimum process for energy production with algae.

Fertilising the algae with industrially produced nutrients has a big impact on the energy balance of the cultivation of algae. When algae are grown in large scale, huge amount of nutrients and water are required. Wijffels and Barbosa [6] calculated that for the supply of the European transport market with biodiesel, 30 million tons of fertilizer and 0.6 billion m^3 of water would be necessary. It is necessary to reduce the consumption of resources in the system by optimization and recycling of the different mass flows. Nutrients supplied by other sources could improve the environmental impacts and the energy balance of the process. Such sources could be agricultural, industrial or municipal wastewater. Moreover, algae could receive credits for removing nutrients and replacing wastewater treatment.

4.1 Wastewater treatment with algae

It has to be considered that wastewater treatment has the main goal to remove organic and toxic compounds from the water. Energy production with algae on the contrary requires maximised biomass production. If wastewater is used as a nutrient and water source, the concentration of heavy metals and other toxic compounds should be kept low so that the growth of the algae is not inhibited.

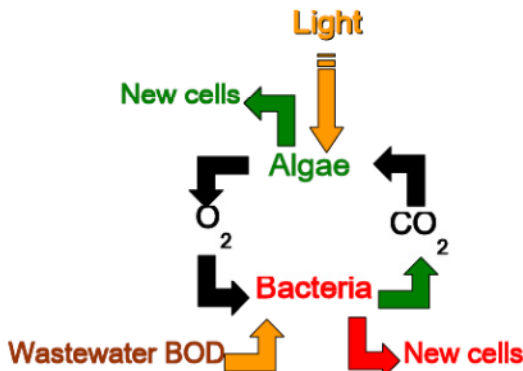


Figure 3: Mutual relationship between algae and bacteria in WSP, from [7]

A low cost and low maintenance method to treat wastewater are waste stabilization ponds (WSPs). They need much more land than conventional treatment processes but use only direct solar energy. WSPs are therefore mainly used in developing countries. The maintenance of a healthy algal population in a WSP is very important as the algae generate the oxygen needed by bacteria to remove the BOD_5 ¹ [7]. Therefore, the production of energy with WSP may be an option to solve the problem of the negative energy balance. A concept of a WSP with algae and bacteria is shown in figure 3. It has to be considered that the microbial community in WSP and also in wastewater treatment systems consists of algae as well as bacteria. Therefore, the biomass that would be harvested and converted into energy is not only from algae. The concentration of algae in a well-functioning facultative pond depends on loading and temperature. It is usually in the range 500–1000 µg chlorophyll-a per litre [7] which corresponds to about 70–300 mg DM per litre. This is much lower than in systems with exclusive algae production.

4.2 Recycling of nutrients

Another option to save nutrients is to recycle them within the process. A high amount of nutrients can be recycled within the process [8]. Mainly ammonia is being lost through the air. Nutrients in the sludge from anaerobic digestion of algal biomass could possibly be taken to fertilize the cultivation medium. However, the nutrients should be reprocessed before they are recycled into the process to prevent contamination of the

¹ The amount of dissolved oxygen consumed in five days by biological processes breaking down organic matter.

culture. For this process, technical solutions with a low energy demand should be considered.

Phosphate recovery with microalgae could even be more important than wastewater treatment since phosphate is a limited resource [9].

5. Outlook

The algal biomass of photoautotrophic algae is produced via photosynthesis. Enough sunlight must be available throughout the year to produce as much biomass as possible. Cooling or heating systems raise the costs and energy demand of algae cultivation. An area with moderate warm climate and lots of sunny days would thus be optimal for algae cultivation. Sufficient and appropriate sources of water, nutrients and carbon dioxide further limit the production places that are suitable for microalgae cultivation and their supply must be considered carefully to meet the requirements of a sustainable energy production.

Another aspect to investigate is the water use of different systems. In open systems, water evaporates from the pond surface and cools the algae culture. Closed systems are cooled with sprayed water. The comparison of water use of the two different systems may be of interest for sustainable algae cultivation.

Most of the commercially produced algal biomass today is grown in raceway ponds and sold as high valuable food supplements or animal feed. Energy prices are currently much lower and have a huge market compared to the relatively small market for food and feed supplements [10]. Products from microalgae are sold at around 250 €/kg and have a market volume of 1.25 Billion € whereas the price for the bioenergy carrier palm oil lies around 0.50 €/kg with a market volume of 40 billion € [6]. Astaxanthin, a colorant for fish cultivation is even sold at about 1500 €/kg (<http://algatech.com/astax.htm>). Accordingly, more algal biomass has to be produced at lower costs to fulfil the needs of a growing energy market. An economic analysis may help to find an adequate mixture between high valuable products and energy by-products.

Acknowledgement

The study is part of the project "Hydrogen from Microalgae: With Cell and Reactor Design to Economic Production" (HydroMicPro). We would like to thank the Federal Ministry of Education and Research for the financial support of the project.

References

- [1] Chisti, Y., Biodiesel from microalgae. *Biotechnology Advances*, Vol. 25, No. 3, 2007, pp. 294-306.
- [2] Benemann, Hydrogen production by microalgae. *Journal of applied phycology*, Vol. 12, No. 3, 2000, pp. 291-300.
- [3] Williams, P.J.B. and L.M.L. Laurens, Microalgae as biodiesel & biomass feedstocks: Review & analysis of the biochemistry, energetics & economics. *Energy & Environmental Science*, Vol. 3, No. 5, 2010, pp. 554-590.
- [4] Tamburic, B., F.W. Zemichael, P. Crudge, G.C. Maitland, and K. Hellgardt, Design of a novel flat-plate photobioreactor system for green algal hydrogen production. *International Journal of Hydrogen Energy*, Vol. 36, No. 11, 2011, pp. 6578-6591.
- [5] Grobbelaar, J.U., Algal Nutrition – Mineral Nutrition: Handbook of Microalgal Culture 2007: Blackwell Publishing Ltd. 95-115.
- [6] Wijffels, R.H. and M.J. Barbosa, An Outlook on Microalgal Biofuels. *Science*, Vol. 329, No. 5993, 2010, pp. 796-799.
- [7] Varón, M.P. and D. Mara, Waste Stabilisation Ponds, I.I.W.a.S. Centre, Editor.
- [8] Wegerer, N., Nitrogen and Phosphorus Balancing for Biodiesel from Microalgae and Identification of secondary Nutrient Sources: Diplomarbeit.
- [9] Pittman, J.K., A.P. Dean, and O. Osundeko, The potential of sustainable algal biofuel production using wastewater resources: Special Issue: Biofuels - II: Algal Biofuels and Microbial Fuel Cells. *Bioresource Technology*, Vol. 102, No. 1, 2011, pp. 17-25.
- [10] Stephens, E., I.L. Ross, Z. King, J.H. Mussgnug, O. Kruse, C. Posten, M.A. Borowitzka, and B. Hankamer, An economic and technical evaluation of microalgal biofuels. *Nat Biotech*, Vol. 28, No. 2, 2010/02/print, pp. 126-128.

Authors

Annika Weiss¹, Andreas Patyk¹, Liselotte Schebek^{1, 2}

¹Karlsruhe Institute of Technology (KIT)
Institute for Technology Assessment and Systems Analysis (ITAS)
Department of Technology-Induced Material Flow (ZTS)
Herrmann-von-Helmholtz Platz 1
76344 Eggenstein-Leopoldshafen
Tel.: +49 721 608 - 26721
Fax: +49 721 608 - 26715
Annika.Weiss@kit.edu
www.kit.edu

²Technical University of Darmstadt,
Institute IWAR
Petersenstr. 13
64287 Darmstadt

Pilotanlage zur großtechnischen Phosphorrückgewinnung (MAP) aus Klärschlämmen von Kläranlagen mit simultaner Phosphat-Elimination mittels Eisensalzen

Carsten Meyer, Volker Preyl und Heidrun Steinmetz, Institut für Siedlungswasserbau, Wassergüte- und Abfallwirtschaft (ISWA) Stuttgart

1. Einleitung

1.1 Phosphor – eine endliche Ressource!

Phosphor wird derzeit fast ausschließlich durch Ausbeutung geogener Lagerstätten gewonnen. Dies reduziert den Bestand an abbauwürdigen Phosphaterzen und widerspricht dem Gebot der Nachhaltigkeit. Derzeitige Schätzungen gehen von einer Reichweite der Reserven (entsprechend abbauwürdig, Kosten < 35 US\$/t) von ca. 90 Jahren aus, bzw. einer Reichweite der Vorräte (entsprechend nachgewiesen, aber (noch) nicht abbauwürdig) von ca. 270 Jahren [1]. Seit einigen Jahren werden daher Alternativen zur Phosphorgewinnung aus Phosphat-Erzen untersucht. Bei Betrachtung der organischen Siedlungsabfälle in Deutschland liegt dabei das weitaus größte Potential zur Rückgewinnung im Klärschlamm [2].

1.2 Klärschlamm in der Landwirtschaft?

Die direkte landwirtschaftliche Klärschlammausbringung ist umstritten, da der Klärschlamm eine Senke für die im Abwasser enthaltenen organischen und anorganischen Schadstoffe ist. Das Land Baden-Württemberg verfolgt daher aus Gründen der Vorsorge und zum Schutz von Boden und Grundwasser den Ausstieg aus der landwirtschaftlichen Klärschlammausbringung. Darüber hinaus haben Untersuchungen [3] gezeigt, dass der im Klärschlamm enthaltene Phosphor teilweise schlecht pflanzenverfügbar ist; eine konstant gute Düngewirkung ist daher umstritten. Baden-Württemberg und Bayern beraten die Landwirtschaft zum Ausstieg aus der bodenbezogenen Klärschlammverwertung. Ebenso unsere Nachbarstaaten Schweiz, Niederlande, Dänemark und teilweise Österreich. Begründungen für den vorsorgeorientierten Ausstieg sind die Schadstoffrisiko-Minimierung für Böden, Gewässer und Nahrungsmittel sowie positive Klimaschutzeffekte durch die Vermeidung der Freisetzung von Methan, CO₂ und N₂O. In Baden-Württemberg betragen derzeit - nach stark abnehmendem Trend - die Anteile der Klärschlammentsorgung in der

Landwirtschaft nur noch ca. 2% bzw. im Landschaftsbau ca. 9% des Gesamtaufkommens an zu entsorgendem Klärschlamm [4].

Bundesweit ist trotz der nach wie vor gesetzlich erlaubten bodenbezogenen Klärschlammverwertung ein deutlich abnehmender Trend der Verwertung in der Landwirtschaft zu verzeichnen (Tabelle 1).

Tabelle 1: Klärschlamm-mengen in Deutschland und deren landwirtschaftliche Verwertung; Mengenangaben in Tonnen Trockensubstanz [5]

	Klärschlamm-aufkommen insgesamt	Verwertung in der Landwirtschaft
2004	2.106.756	672.483
2005	2.105.915	645.460
2006	2.059.351	613.476
2007	2.055.906	592.561
2008	2.054.102	587.832

Würden in Zukunft gar weitergehende Anforderungen an Klärschlämme zur landwirtschaftlichen Verwertung gestellt, beispielsweise ein Hygienisierungsgebot, wäre der Entsorgungsweg über die Landwirtschaft aufgrund der hohen Entsorgungskosten (Rohschlammerhitzung, Faulschlammkalkung) weitaus weniger attraktiv. Zusätzlich zu den bisherigen Entsorgungskosten von ca. 35 EUR/t müssten weitere 50 EUR/t für die Hygienisierung aufgewendet werden. Damit lägen die Gesamtkosten bereits in der Größenordnung der thermischen Verwertung (ca. 100 EUR/t) [6].

2. Das „Stuttgarter Verfahren“ zur Phosphorrückgewinnung

Im Gegenzug zum Ausstieg aus der landwirtschaftlichen Klärschlammausbringung müssen Alternativen zur Rückgewinnung der in Klärschlamm vorhandenen Nährstoffe gefunden werden, um diese wichtige Nährstoffquelle zu erhalten. Auch wird die Verknappung der natürlichen, leicht verfügbaren Phosphorressourcen und damit einhergehende, steigende Phosphorpreise führen zu einem zunehmenden Interesse an Technologien zur Phosphorrückgewinnung [7].

In verschiedenen Forschungsprojekten, vor allem in Deutschland und Japan, wird derzeit untersucht, wie der im Klärschlamm enthaltene Phosphor als Sekundärrohstoffdünger oder als Rohstoff für die Phosphatindustrie genutzt werden kann. Am Institut für Siedlungswasserbau, Wassergüte- und Abfallwirtschaft (ISWA) der Universität Stuttgart wurde in Zusammenarbeit mit dem IB iat – Ingenieurberatung, Stuttgart, das sogenannte „Stuttgarter Verfahren“ zur Phosphorrückgewinnung aus anaerob stabilisierten Klärschlämmen als Magnesium-Ammonium-Phosphat (MAP, Struvit) entwickelt. Das Verfahren zeichnet sich dadurch aus, dass kommunaler Klärschlamm von Kläranlagen mit simultaner Phosphat-Elimination mittels Eisensalzen zur Rückgewinnung verwendet werden kann, und keine Verfahrensumstellungen seitens der Abwasserreinigung erforderlich sind (z. B. Bio-P-Betrieb). Das erzeugte Produkt MAP könnte beispielsweise direkt als Dünger in der Landwirtschaft verwendet werden.

Das „Stuttgarter Verfahren“ wurde in den Jahren 2003 und 2004 entwickelt und im Labormaßstab erprobt [8;9]. Aufbauend auf diesen Erfahrungen wurde eine halbtechnische Versuchsanlage (Reaktorvolumen ca. 1 m³) zur Phosphorrückgewinnung betrieben. Dabei konnte gezeigt werden, dass das Verfahren auch im halbtechnischen Maßstab stabil betrieben werden kann [10]. Der Gesamtwirkungsgrad der Phosphorrückgewinnung liegt dabei bei ca. 60%, bezogen auf die der Anlage zugeführte Phosphorfracht. Nach Montag [11] besitzt entwässerter Faulschlamm sogar bis zu 90% Rückgewinnungspotenzial, bezogen auf die Zulaufschlammfracht.

Gemäß § 2 i. Verb. m. Anhang 2, Tabelle 6, der novellierten Düngemittelverordnung DüMV vom 16.12.2008 dürfen Fällen mineralischer Phosphate als Hauptbestandteil von Düngemitteln als Sekundärrohstoffe ausdrücklich zum Einsatz kommen; besondere Einschränkungen werden nicht gemacht.

Das Produkt MAP unterschreitet weitgehend die Anforderungen der DüMV (Tabelle 2). Erste Ergebnisse von Feldversuchen der Georg-August-Universität Göttingen, Department für Nutzpflanzenwissenschaften, zur Düngewirkung des erzeugten MAP [12] bestätigen, dass MAP eine mit Tripelsuperphosphat vergleichbare Düngewirkung aufweist, und im Vergleich zu thermisch behandelten Substanzen (Alkalisinter-P, Kupolofenschlacke) und Klärschlammaschen aufgrund seiner Langzeitdüngewirkung besser pflanzenverfügbar ist. MAP kann aufgrund seines Gehaltes an drei wichtigen Nährstoffen im Vergleich zu anderen Fällungsprodukten wie Calcium, Magnesium, Kalium, Aluminium oder Eisenphosphaten eine besondere Stellung als Mehrwertdünger eingeräumt werden. In jedem Falle sollte zur Qualitätssicherung und Akzeptanz des Produkts MAP in der Landwirtschaft während der großtechnischen Umsetzung der MAP-Gewinnung eine umfassende Bestimmung von möglicherweise im Produkt enthaltenen Fremd- und Schadstoffen durchgeführt werden.

Tabelle 2: Schwermetallgehalte in MAP im Vergleich mit Gehalten durchschnittlicher N/P-Dünger und mit Grenzwerten nach DüMV [13]

[mg/kg TM]	Grenzwerte DüMV	Durchschnittlicher N/P-Dünger 20/20/0 ³⁾	MAP aus Phosphor- rückgewinnung
Pb	150	5,5	12
Cd	1,5 ¹⁾	9,2	0,8
Cr _{ges}	- ²⁾	91,4	15
Ni	80	18	2,2
Hg	1,0	0,02	0,05
Cu	- ²⁾	21,5	68
Zn	- ²⁾	151	260

¹⁾oder: 50 mg/kg P₂O₅; ²⁾kein Grenzwert, Kennzeichnung ab best. Gehalt; ³⁾UBA (2001) [14]; (Anmerkung: nach der aktuellen DüMV vom 16.12.2008 bestehen die Grenzwerte für Kupfer und Zink, die zukünftig als Mikronährstoffe gelten, nicht mehr; für perfluorierte Tenside (PFT) gilt 0,1 mg/kg TM)

3. Großtechnische Umsetzung des „Stuttgarter Verfahren“ in einer Pilotanlage

3.1 Projektpartner

- Abwasserzweckverband Raum Offenburg
- IB iat - Ingenieurberatung für Abwassertechnik GmbH
- Institut für Siedlungswasserbau, Wassergüte- und Abfallwirtschaft der Universität Stuttgart

3.2 Standort der MAP-Pilotanlage

Als Standort der Pilotanlage ist die Verbandskläranlage des Abwasserzweckverbands Raum Offenburg vorgesehen. Die Ausbaugröße der Verbandskläranlage beträgt ca.

200.000 EW, angeschlossen sind derzeit ca. 160.000 EW. Zur Phosphorelimination auf der Kläranlage werden Eisensalze als Fällmittel verwendet. Die Pilotanlage wird seitens des Anlagenbauers so dimensioniert, dass ein in etwa 5.000 EW bis 10.000 EW entsprechender Teilstrom des täglich anfallenden Faulschlamms behandelt werden kann. Die Pilotanlage wird in einem Gebäude auf der Verbandskläranlage Offenburg installiert, welches ehemals zur Faulschlammtrocknung verwendet wurde (Abbildung 1).



Abbildung 1: Gebäude für die Installation der MAP-Pilotanlage auf der Verbandskläranlage Offenburg

3.3 Aufbau und Betrieb der MAP-Pilotanlage

Der Betrieb der Pilotanlage erfolgt chargenweise. Dabei entspricht eine Charge ca. 12 m³ Faulschlamm als Ausgangsbasis für die weiteren Verfahrensschritte. Die Pilotanlage besteht aus zwei Chargenbehältern, einem Absetzbecken und einer Kammerfilterpresse sowie aus Vorratsbehältern und Dosiereinrichtungen für die Betriebsmittel.

Im Chargenbehälter 1 wird die Rücklösung des Faulschlammes durchgeführt. Der Chargenbehälter 1 wird so ausgelegt, dass er eine Charge Faulschlamm aufnehmen kann, und zusätzlich ein Freibord für die Schaumbildung während der Rücklösung vorgesehen ist. Die Zugabe der Schwefelsäure erfolgt gleichzeitig mit der Faulschlammbeschickung des Chargenbehälters 1. Dadurch soll die Schaumbildung vermindert werden. Nach Beendigung der Rücklösung erfolgt die Fest-/Flüssig-Trennung. Der rückgelöste Faulschlamm wird in der Beschickungsleitung zur Kammerfilterpresse mit einer Stammlösung aus Polymer und Brauchwasser vermischt. Das Faulschlammfiltrat aus der Kammerfilterpresse wird in den Chargenbehälter 2 überführt.

Im Chargenbehälter 2 werden die Komplexierung, die Neutralisation und die MAP-Fällung des Faulschlammfiltrates durchgeführt. Durch Zugabe des Komplexierungsmittels Zitronensäure werden die rückgelösten Metalle gebunden und dadurch ein erneutes Ausfällen während der Neutralisation verhindert. Nach der Komplexierung und der Aufgabe des Fällmittels Magnesiumoxid im Sauern wird der pH-Wert durch Zugabe von Natronlauge auf den Fällungs-pH-Wert angehoben. Nach Beendigung der MAP-Fällung wird das Faulschlammfiltrat mit den Fällprodukten in das Absetzbecken überführt. Um Nachfällungen und das Kristallwachstum des MAPs zu begünstigen, wird im Absetzbecken aus dem Überstand Faulschlammfiltrat kontinuierlich oberflächennah abgezogen und in Kreislauflührung der Absetztrichter damit wieder beschickt. Anschließend erfolgt noch ein Sedimentationsschritt und das gesamte abgesetzte Fällprodukt wird abgezogen und in einem weiteren Verfahrensschritt getrocknet.

In der nachfolgenden Abbildung 2 ist das Verfahrensschaubild des „Stuttgarter Verfahrens“ der MAP-Pilotanlage auf der Verbandskläranlage Offenburg dargestellt.

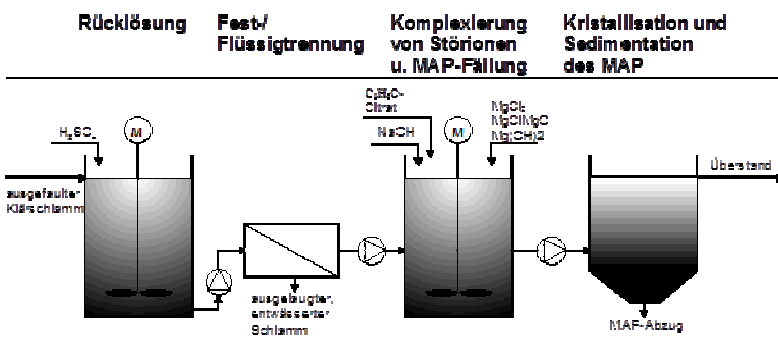


Abbildung 2: Verfahrensschema des „Stuttgarter Verfahren“ zur Phosphorrückgewinnung

Chargenbehälter 1 und 2 sowie das Absetzbecken (Füllvolumen jeweils 12 m³) und die Dosierbehälter für Natronlauge (Füllvolumen 18 m³; 50%ig) und Zitronensäure (Füllvolumen 20 m³; 50%ig) werden zentral über zwei Etagen im Gebäude aufgestellt. Der Dosierbehälter für Schwefelsäure (Füllvolumen 20 m³; 78%ig) wird außerhalb neben dem Gebäude aufgestellt. Die Magnesiumoxiddosierung sowie die Flockungshilfsmittelstation sind in separaten Räumen innerhalb des Gebäudes untergebracht. Die Kammerfilterpresse und die gesamte E-Technik werden in zwei Anbauten des Gebäudes installiert.

In der nachfolgenden Abbildung 3 ist der Dosierbehälter für Natronlauge (oben), der Chargenbehälter 1 (links) sowie der Chargenbehälter 2 (rechts) dargestellt.



Abbildung 3: Dosierbehälter für Natronlauge, Chargenbehälter 1 und 2 der MAP-Pilotanlage

In der nachfolgenden Abbildung 4 ist der Dosierbehälter für Zitronensäure (links) sowie das Absetzbecken (rechts) dargestellt.



Abbildung 4: Dosierbehälter für Zitronensäure, Absetzbecken der MAP-Pilotanlage

In der nachfolgenden Abbildung 5 ist der Dosierbehälter für Schwefelsäure dargestellt.



Abbildung 5: Dosierbehälter für Schwefelsäure der MAP-Pilotanlage

3.4 Kalkulierter MAP-Ertrag und Voruntersuchungen

Als Ausgangsbasis zur Kalkulation des zu erwartenden MAP-Ertrags werden 12 m³ Faulschlamm pro Charge angenommen. Weiterhin werden nach der Fest-/Flüssig-Trennung, abzüglich weiterer Verluste, mit ca. 10 m³ Faulschlammfiltrat gerechnet. Ausgehend von einer PO₄-P-Konzentration von 900 mg/l (pH 3) vor der Fällung und einer PO₄-P-Konzentration von 100 mg/l nach der Fällung, könnte eine MAP-Ausbeute (trocken) von ca. 63 kg als MAP-hexahydrat bzw. ca. 40 kg als MAP-monohydrat pro Charge erzielt werden.

In den begleitenden Voruntersuchungen zur Planung und späterem Betrieb der MAP-Pilotanlage wird zurzeit intensiv der Verfahrensschritt Rücklösung untersucht. Dies ist insbesondere von Bedeutung, da die ablaufenden Prozesse bzw. erreichbaren Phosphatrücklöseraten während diesem Verfahrensschritt die weiteren Schritte, in Bezug auf benötigte Betriebsmittel, stark beeinflussen. Weiterhin ist die Rücklösung maßgeblich für die gesamte Wirtschaftlichkeit des „Stuttgarter Verfahrens“ verantwortlich. Momentane Analysen für jeden pH-Wert-Schritt (Ausgang, 6, 5, 4, 3, 2), in Bezug auf PO₄-P, NH₄-N und Metalle (Fe, Al, Ca, Mg), während der Rücklösung legen die Vermutung nahe, dass der bisherige Ansatz zur Rücklösung bis zum Erreichen eines pH-Wertes von 2 nicht zwangsläufig nötig sein muss. Vielmehr könnte durch die Rücklösung auf einen pH-Wert von nur 3 bis 4 das Verfahren wirtschaftlicher werden. Zwar werden geringere Phosphatrücklöseraten erreicht als im Vergleich bei einem pH-Wert von 2, jedoch ist die Effizienz in Bezug auf eingesetzte Schwefelsäure zu rückgelöstem Phosphat besser. In diesem Zusammenhang ist auch eine geringere Rücklösung von Phosphat gleichzusetzen mit weniger rückgelösten Metallen. Somit kann während der Komplexierung weniger kostenintensive Zitronensäure verwendet werden. Zum Schluss ist ein höherer pH-Wert während der Rücklösung, verbunden mit weniger Schwefelsäureeinsatz, gleichbedeutend mit weniger Einsatz von Natronlauge während der Neutralisation. In laufenden Untersuchungen müssen diese vorläufigen Ergebnisse nun weiter bestätigt werden.

3.5 Projektziele

Gegenstand des Projekts ist die großtechnische Umsetzung des „Stuttgarter Verfahrens“ zur Phosphor-Rückgewinnung aus Klärschlamm mit simultaner Phosphat-Elimination mittels Eisensalzen. Folgende Ziele stehen im Fokus der wissenschaftlichen Betreuung der Pilotanlage:

- Upscaling des „Stuttgarter Verfahrens“ in einer großtechnischen Pilotanlage
- Bewertung und Optimierung der Praxistauglichkeit unter besonderer Berücksichtigung der Auswirkungen auf den Kläranlagenbetrieb (Prozessstabilität und zeitliche Verfügbarkeit des Verfahrens,

Optimierungsmöglichkeiten der Steuer- und Betriebsparameter der Pilotanlage, „Handling“ des Produktes MAP, z. B. Förder- und Pumptechnik, Trocknung)

- Phosphor- und Schwermetallstoffstrombilanzen im Abwasser- und Schlammstrom
- Ermittlung betrieblicher Synergieeffekte wie „Fällmittelrecycling“
- Fällmittel- und ggf. Energieeinsparungen durch Verminderung der Rückbelastung der Kläranlage
- Ableitung von grundsätzlichen Bemessungsansätzen für das „Stuttgarter Verfahren“ in der Großtechnik durch detaillierte Auswertung der Betriebsergebnisse
- Akzeptanzerhöhung der Phosphorrückgewinnung bei Kläranlagenbetreibern durch Demonstrationsanlage und Veröffentlichungen in Fachzeitschriften
- Gewinnung ausreichender MAP-Mengen für einen späteren, modellhaften Einsatz des Produkts
- Untersuchung der Qualitätsaspekte des Produkts MAP
- Einschätzung der Verwertungsmöglichkeiten und Vermarktungsmöglichkeiten des mit der Pilotanlage erzeugten MAP

3.6 Aktueller Projektstand

Die Ausführungsplanung der MAP-Pilotanlage sowie die Planung des Anlagenbetriebs sind abgeschlossen; weiterhin ist die Ausschreibung bzw. Vergabe zur Lieferung von Leistungen beendet.

Die Vorbereitung des Gebäudes sowie die Installation der MAP-Pilotanlage wurden in KW 34 soweit abgeschlossen.

Die erste Inbetriebnahme mit Wasserfahrt bzw. Faulschlamm wurde in KW 35 durchgeführt; die Abnahme der MAP-Pilotanlage bzw. der erste Chargenbetrieb wird voraussichtlich in KW 39 stattfinden.

3.7 Erste Erkenntnisse aus Planung und Inbetriebnahme

In der Planung des Chargenbehälters 1 wurde die Schaumbildung während der Rücklösung des Faulschlammes (Ausgasung von CO₂) berücksichtigt, unter dem Aspekt, schon während der Befüllung mit der Schwefeldosierung zu beginnen. In der ersten Inbetriebnahme hat sich jedoch schon gezeigt, dass diese Maßnahme allein

nicht ausreichend ist, um die Schaumbildung effektiv zu minimieren. Als Gegenmaßnahme sollte im Betrieb die Förderleistung der Beschickungspumpe dynamisch der Schwefelsäuredosierung sowie dem aktuellen Füllstand des Chargenbehälters 1 angepasst werden.

Während der Planung wurde davon ausgegangen, dass der Faulschlamm bis auf pH 2 abgesenkt wird. Bei diesem pH-Wert kann Phosphat am sehr effizient zurückgelöst werden, was sich in vorangegangenen Arbeiten zum „Stuttgarter Verfahren“ gezeigt hat. In Vorversuchen zur Auswahl eines geeigneten Polymers für den großtechnischen Einsatz, welches auch noch bei einem pH-Wert von 2 zur Konditionierung des Faulschlammes eingesetzt werden kann, konnten jedoch keine befriedigenden Ergebnisse erzielt werden. Eine Koagulation bzw. Flokkulation des Faulschlammes wurde erreicht, jedoch bildeten sich nicht genügend Ablaufwege für das Schlammwasser innerhalb des konditionierten Faulschlammes aus, um eine ausreichende Entwässerung zu gewährleisten. Die Verminderung der Wirkung des Polymers ist vermutlich auf den hohen Salzgehalt des Faulschlammes zurück zu führen. Durch die Anhebung des pH-Wertes auf 3, konnten in weiteren Konditionierungsversuchen erheblich bessere Ergebnisse erzielt werden, welche im Betrieb zu einer ausreichenden Entwässerung des Faulschlammes führen werden.

Zur Entwässerung des Zielproduktes MAP, nach Fällung und Sedimentation, wird ein Rollcontainer mit Siebboden verwendet. Versuchsweise wurde der Rollcontainer nach der ersten Inbetriebnahme der Anlage mit einem zusätzlichen Gewebeflies, welches normalerweise zum Schutz von Membranen verwendet wird, ausgekleidet. Bei alleiniger Trocknung an Luft zeigte sich jedoch, dass mit zunehmender Schichtdicke des MAP-Kuchens eine Restfeuchtigkeit im Inneren verbleibt. Im weiteren Betrieb soll durch das Einblasen von warmer Luft über den Siebboden sowie durch kontinuierliches Umwälzen des MAP-Kuchens eine vollständige Trocknung erzielt werden.

In der nachfolgenden Abbildung 6 ist der Rollcontainer mit Gewebeflies und MAP-Kuchen dargestellt.



Abbildung 6: Rollcontainer mit Gewebeflies und MAP-Kuchen

4. Literatur- und Quellennachweis

[1] WAGNER, M. (2005): Rohphosphat – Verfügbarkeit und Verbrauch. 38. Essener Tagung für Wasser- und Abfallwirtschaft 2005 in Aachen. In: Schriftenreihe Gewässerschutz-Wasser-Abwasser Nr. 198. Hrsg.: Prof. Dr.-Ing. J. Pinnekamp, Aachen

[2] FRICKE, K., Bidlingmaier, W. (2003): Phosphatpotenziale qualitativ hochwertiger organischer Siedlungsabfälle und deren Nutzung, Tagungsband zum Symposium "Rückgewinnung von Phosphor in der Landwirtschaft und aus Abwasser und Abfall", 6.-7. Februar 2003, Berlin, ISBN 3-932590-99-6

[3] Römer, W., Samie, I. F., Neubert, M., Merkle, D.: (2003): P-Düngewirkung von Klärschlämmen mit unterschiedlichen Eisengehalten, KA Abwasser, Abfall 50 (2003), S. 476-482

[4] Umweltministerium Baden-Württemberg (2008): Abfallbilanz 2008. Umweltministerium Baden-Württemberg (Hrsg.), www.um.baden-wuerttemberg.de

[5] Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (2010): Klärschlammverwertung in der Landwirtschaft - Deutscher Klärschlamm-Bericht der

EU-Kommission vorgelegt; <http://www.bmu.de/abfallwirtschaft/doc/40230.php>, Stand Februar 2010

[6] Emschergenossenschaft, Lippeverband (2006): Klärschlamm-mengen und Entsorgungskosten im Vergleich zum europäischen Ausland, Vortrag, Fachtagung Klärschlamm, Bonn, 6./7.12.06

[7] Esemén, T. Dockhorn, T. (2009): Ökonomische Aspekte der Phosphorrückgewinnung aus Abwasser und Klärschlamm, KA Abwasser, Abfall 8 (2009), S. 790-796

[8] Weideler, A., Brechtel, K., Maier, W., Krampe, J. Rott, U. (2005): Phosphor-Rückgewinnung als MAP mittels saurer Rücklösung aus Faulschlämmen, Stuttgarter Berichte zur Siedlungswasserwirtschaft, Band 184, S. 59-71, Oldenbourg, München, 2005

[9] Weideler, A., Maier, W., Krampe, J. (2007): Phosphorrückgewinnung als Magnesium-Ammonium-Phosphat (MAP) mittels saurer Rücklösung aus Faulschlämmen, GWF Wasser/Abwasser 148 (2007) Nr. 4, S. 269-2725

[10] Weideler, A., STEINMETZ, H., Maier, W., Krampe, J. (2008): Phosphorrückgewinnung aus kommunalem Klärschlamm als Magnesium-Ammonium-Phosphat (MAP), Wasser und Abfall 1-2/2008, S. 23-26

[11] Montag, D., Pinnekamp, J., Dittrich, G. (2005): Wertstoffe zurück gewinnen – Phosphor aus Klärschlammaschen. wwt – Wasserwirtschaft Wassertechnik 10/2005, S. S 27 – S 32

[12] STEINGROBE, B. (2008): Düngewirkung eines Magnesium-Ammoniumphosphates (MAP) des Institutes für Siedlungswasserbau, Wassergüte- und Abfallwirtschaft der Universität Stuttgart in einem Feld- und Gefäßversuch, Zwischenbericht nach dem ersten Versuchsjahr, unveröffentlicht, Georg-August-Universität Göttingen, Department für Nutzpflanzenwissenschaften, Abteilung Pflanzenernährung, Göttingen, 2008

[13] Weideler, A., STEINMETZ, H., Maier, W., Krampe, J. (2008): Phosphorrückgewinnung aus kommunalem Klärschlamm als Magnesium-Ammonium-Phosphat (MAP), Wasser und Abfall 1-2/2008, S. 23-262

[14] UMWELTBUNDESAMT (2007): Rückgewinnung eines schadstofffreien, mineralischen Kombinationsdüngers "Magnesiumammoniumphosphat- MAP" aus Abwasser und Klärschlamm, UBA Texte 25/07, 2007

Danksagung

Besonderer Dank gilt dem Ministerium für Umwelt, Klima und Energiewirtschaft Baden-Württemberg (ehemals Ministerium für Umwelt, Naturschutz und Verkehr Baden-Württemberg) für die finanzielle Förderung des Projekts. Für ausgezeichnete Zusammenarbeit gilt der Dank der Autoren dem Abwasserzweckverband Raum Offenburg, insbesondere Herrn Dipl.-Ing. Ralph-Edgar Mohn, sowie dem IB iat - Ingenieurberatung für Abwassertechnik GmbH, insbesondere Frau Dipl.-Ing. Andrea Rieger und Herrn Dr.-Ing. Werner Maier.

Autor

Carsten Meyer
Lehrstuhl für Siedlungswasserwirtschaft und Wasserrecycling
Arbeitsbereich Abwassertechnik
Bandtäle 2
70 569 Stuttgart
Tel.: 0049 711 685-63754
Fax: 0049 711 685-63729
carsten.meyer@iswa.uni-stuttgart.de
www.iswa.uni-stuttgart.de

Environmental Assessment of Sewage Sludge Management Options: A Case study

M. R. Ghazy, T. Dockhorn and N. Dichtl, Institute of Sanitary and Environmental Engineering, Technical University Braunschweig, Germany

Abstract

The treatment and disposal of sewage sludge is an expensive and environmentally sensitive problem especially in the developing countries. It is also a growing problem in Egypt since the sludge production is continuously increasing due to the current rapid increase in population and wastewater treatment facilities construction. For many years, the main attention was devoted only to processes of natural dewatering, mainly through natural drying beds, without any interest to the quality of produced sludge which caused accumulation of many serious environmental problems. Therefore, the main currently challenges are to find/develop cost effective and environmental sustainable options for sludge management whilst responding to the current social and economic conditions. The main objectives of this study are to evaluate and compare the environmental consequences of sewage sludge handling options in Egypt using the life cycle assessment (LCA) approach. The environmental impacts through the entire life cycle of the operation of five scenarios for sludge treatment and disposal are evaluated to present different options of sludge treatment schemes that could be practically applied in Egypt.

1. Introduction

Sewage sludge is produced under different technical, economic and social contexts. Therefore different treatment approaches are flexible enough to be applied under different circumstances are required. The different regulations, geographic, economic, social and cultural constrains should be taken into account (Murphy *et al.* 2004). It appears clearly that the development of an optimal procedure for management of sewage sludge requires adapted management routes capable of maximizing the recycle/recovery benefits and developing operational systems appropriate to the local conditions. This needs to develop realistic and enforceable regulations suitable for local situations and assuring long-term services and sustainable operations (Spinosa 2007). The sewage sludge management should be progressively focused on improving

efficiency and environmental sustainability of the treatment process (Rulkens 2004). It should address the actual concerns of the affected society and communities and promoting the recovering and recycling of resources, while ensuring in a cost effective way that harmful substances are not transferred to human and environment (Nthethe *et al.* 2007).

Egypt is one of the high population countries (83 million in 2010) in Africa. Its population has tripled during the last 50 years and still grows each year by approximately 1.5 million inhabitants (Khalifa *et al.* 2000). Due to the continuous growing population, the sewage sludge generation has been increased and is also expected to increase significantly in the future. The current yearly sewage treatment in Egypt is 4.3 billion m³ producing about 0.9 million ton dry solids of sewage sludge per year. However, the percentage of people that are connected to sewerage systems and wastewater treatment facilities is still small. This needs a rapid expansion in the construction of wastewater treatment plants to compensate the deficiency in the percentage of treatment coverage. This will consequently lead to a significant increase in the amount of sludge production which should be managed and handled in environmentally friendly and sustainable ways.

Since a long period, the Egyptian government has been concentrating its efforts on sanitation services mainly on water supply, sewerage networks as well as wastewater treatment, while little priority has been given to sludge management in practice. The implemented methods and technologies for sludge treatment were very limited. Recently, there is a strong interest in sewage sludge management due to the environmental risks resulting from the expansion of wastewater treatment plants without equal attention in dealing with the produced sludge, especially in main cities. This sludge needs to be adequately treated and environmentally managed to reduce the negative impacts of its application or disposal. Therefore, the main currently strong needs are to find/develop more efficient, economical and sustainable technologies for sludge treatment and disposal.

The Life Cycle Assessment (LCA) is one of the most widely known and internationally accepted methodologies to compare the environmental impacts of processes/services and to evaluate their sustainability in the entire life cycle (Amarantos *et al.* 2007, Lundin *et al.* 2000b). In the life cycle assessment, all resource consumptions and pollutant emissions associated with the life cycle of a system or process are considered, such as extraction and processing of raw materials, manufacturing of chemicals, operation, transportation as well as recycling and final disposal (Lundin *et al.* 2004). Currently, the LCA is very well established and standardized. It also includes an impact assessment phase whereby all the potential environmental impacts are aggregated and quantified. In the current study the LCA approach was used to evaluate the environmental burdens associated with the application of different sewage sludge treatment scenarios

according to the Egyptian conditions. This was done by identifying and quantifying the energy and materials used and the waste released to the environment as well as assessing the potential impacts on the environment. The results are intended to be used by decision-makers as a basic tool to elaborate strategies and policies for sustainable sewage sludge management in Egypt. It also highlight how the application of LCA approach in the planning of sewage sludge management can contribute significantly to improve the overall environmental sustainability of treatment processes.

2. Goal and Scope of the Study

This paper presents a part of a study concerning sustainable sewage sludge management in Egypt based on life cycle assessment (Ghazy 2011). The main aim of this study is to elaborate a sustainable sewage sludge management concept, which increases the performance of sludge treatment options towards the sustainable treatment and reuse of produced sludge. Special attention has been given to methods that are simultaneously focusing on eliminating the risks for environment and human health and recovering the valuable compounds from sewage sludge.

3. Methodology

Different scenarios of integrated sewage sludge management in Egypt were compared using the LCA methodology. Five scenarios were selected to present different options for sludge treatment schemes that can be practically applied in Egypt and suitable to produce class A biosolid suitable for the unrestricted use in agriculture as indicated in Figure 1. The selected of treatment processes was based on the most utilized in Egypt or have the potential to be more utilized in future. The selection was also discussed with representatives from the Egyptian sanitation authorities during a field study.

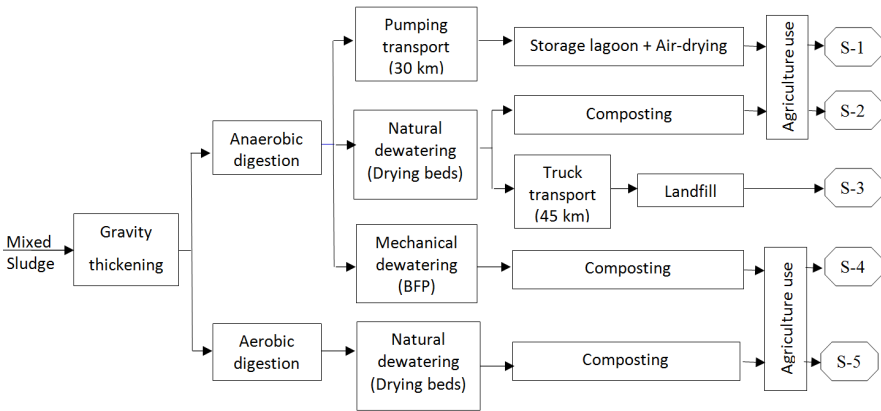


Figure 1: The selected scenarios for sewage sludge treatment under the study

The environmental impact assessments of the studied scenarios were compared using the life cycle assessment methodology, which is largely in accordance with the ISO 14040/14044 standards (ISO 14044 2006, ISO 14040 2006). The life cycle inventories (LCI) of each treatment process include parameters describing energy use, raw materials, emissions to air, emissions to water, and waste generation were estimated. The life cycle inventories are based on data gathered from pilot studies, databases and literature. These data were readjusted to fit into the specific boundary conditions of current study.

The ecoinvent database (V2, 2007) developed by the Swiss centre for life cycle inventories was used to estimate the environmental impacts of most systems or processes in this study (Frischknecht & Rebitzer 2005). The data regarding electrical and energy mix are collected from the Egyptian Electricity Holding Company (EEHC) in 2009. The environmental burdens for producing the Egyptian electricity mix (related to one kWh) have been calculated using the database of the Swiss Agency for Environment, Forests and Landscape (BUWAL) in 1998, which takes the impact of different fuel source represented by the energy mix into account. The LCI data for the production of mineral fertilizers and polymers are estimated with a combination of literature data and datasets from Umberto.

Mass and energy balances for sewage sludge treatment scenarios were calculated using several data sources. They were modelled with a specifically designed Excel spreadsheet, taking into account the average characteristics of influent wastewater at Algabel Alasfr WWTP in Cairo during the year 2008. In practice, most of the processes

were modelled using more than one data source. Since, there are no single source can cover all relevant environmental aspects which are included in each treatment process. The basic data of the operation conditions for different sewage sludge treatment processes are gathered from the Egyptian Holding Company for Water and Wastewater (HCWW) in 2008. Furthermore, the data of windrow composting are mainly collected from the existing compost pilot project in Cairo and the full scale ongoing project in 9N place in Alexandria, Egypt.

The Umberto software (Umberto 5.5) developed by ifu Hamburg, Germany was used to model the systems or processes and to evaluate their environmental impacts (Ifu 2005). Umberto is a commercial software tool to model, calculate and visualize material as well as energy flow systems. It is used to analyze the process streams along a product life cycle. Results can be assessed using economic and environmental performance indicators.

4. Life Cycle Assessment

Life cycle assessment is a technique for assessing the environmental aspects and potential impacts associated with a product, process or activity by compiling an inventory of relevant inputs and outputs throughout its whole life cycle and evaluating the potential environmental impacts associated with those inputs and outputs (ISO 14040 1997). LCA analyzes the environmental burden of a product at all stages in their life cycle from cradle to grave. This includes the extraction of resources, the production of product parts and product itself as well as the use of product and the management after it is discarded either by reuse, recycling or final disposal.

4.1 Goal and Scope Definition

4.1.1 Objectives

The general goal of this study is to assess and compare the environmental consequences (using LCA) of different sewage sludge handling scenarios, which can be practically applied in Egypt in order to provide information for decision-making concerning the treatment and disposal or recycling options of sewage sludge. The environmental impacts of different sewage sludge management strategies were evaluated with respect to various parameters including materials and energy balances and environmental impacts to develop the most reliable and sustainable sludge management scenario.

4.1.2 Functional unit

The functional unit is a comparison unit in life cycle inventory. Several options can be chosen as a function unit in wastewater treatment processes such as the quantity of removed pollutants, volume of treated wastewater or volume of generated sludge (Hospido *et al.* 2008, Hospido *et al.* 2004). However, the quantity of inflow wastewater in a certain period appears to be the best choice according to the recommendations by Suh and Rousseaux (2001). In this study, the management of one ton of dry solids (DS) from thickened sewage sludge was chosen as a function unit based on many other studies (Hong *et al.* 2009, Hospido *et al.* 2005, Houillon & Jolliet 2005). All emissions, energy consumption and materials are calculated according to this functional unit.

4.1.3 System boundaries

The choice of system boundaries and parameters included in the life cycle inventory is very important and has to be closely related to the goal definition of the study (Lundin *et al.* 2000a). The system boundaries influence the final results of the study as well as the interpretation of results (Sonesson *et al.* 1997). The objectives of current study are mainly to compare the environmental impacts of the application of different sludge treatment scenarios. The environmental impacts resulting from the construction phase were overlooked. Also activities that are identical in the compared alternatives can be omitted in LCA studies (Tillman *et al.* 1994). In this study, all scenarios represent the treatment of mixed sewage sludge, which is produced during the treatment of wastewater in a conventional activated sludge WWTP without nutrient removal. The system boundaries of the selected scenarios are presented in Figures 2-6.

These boundaries include the scope of each treatment process as well as the following main processes are taken into consideration:

- The production of electrical energy and fuel consumption, which are consumed by the different treatment units in each scenario. The sub-systems are composed of extraction of fossil resources, transport and the electricity production according to the Egyptian electricity mix.
- The transportation and machinery work processes including the diesel fuel pre-chain.
- The production of polymers and HDPE materials, which are used in the mechanical dewatering and sanitary landfill lining respectively. This system comprises the extraction of raw resources as well as the production and transportation of the products to the WWTP.

- The direct emissions, which are released to environment during the treatment processes (composting, anaerobic digestion and landfilling).
- The avoided products resulting from the substitution of commercial fertilizers (N, P, and K) production by nutrients contained in the treated sludge.
- The avoided energy production resulting from the substitution of conventional (fossil based) energy by the renewable energy from biogas recovery.
- The avoided emissions and environmental burdens resulting from the avoided open burning of agricultural residue, which can be used as a bulking agent in the composting process.

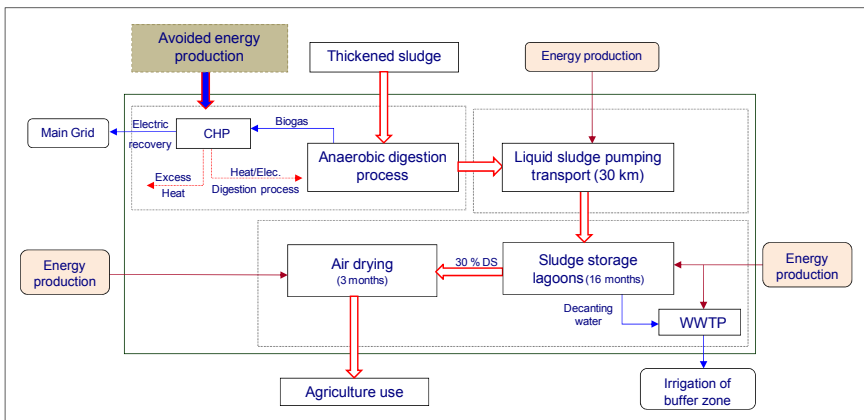


Figure 2: System boundary of first scenario (S-1)

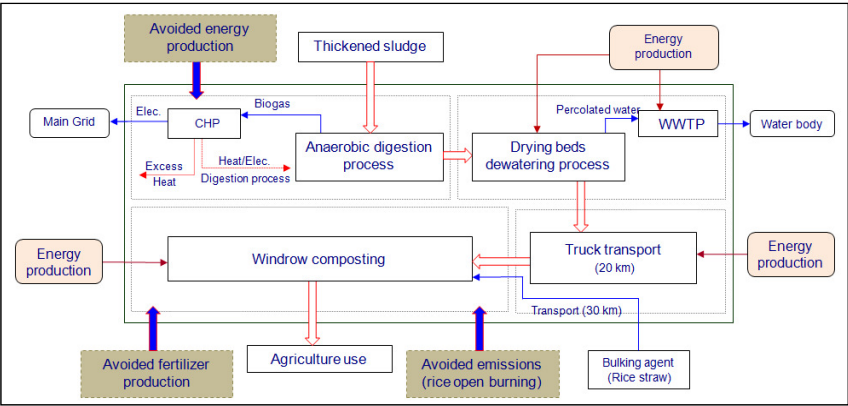


Figure 3: System boundary of second scenario (S-2)

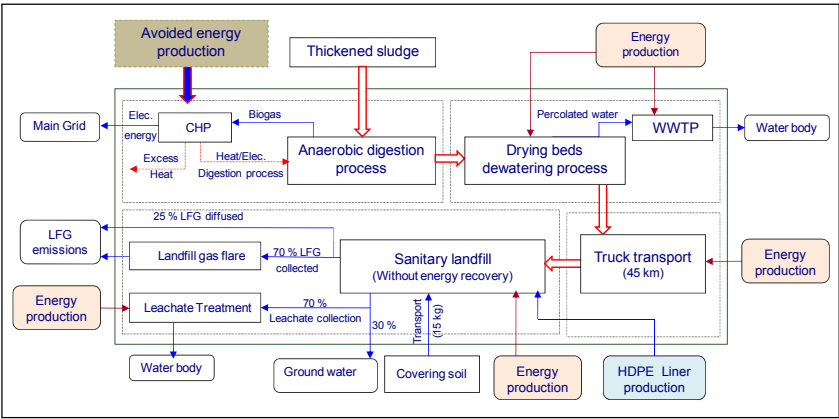


Figure 4: System boundary of third scenario (S-3)

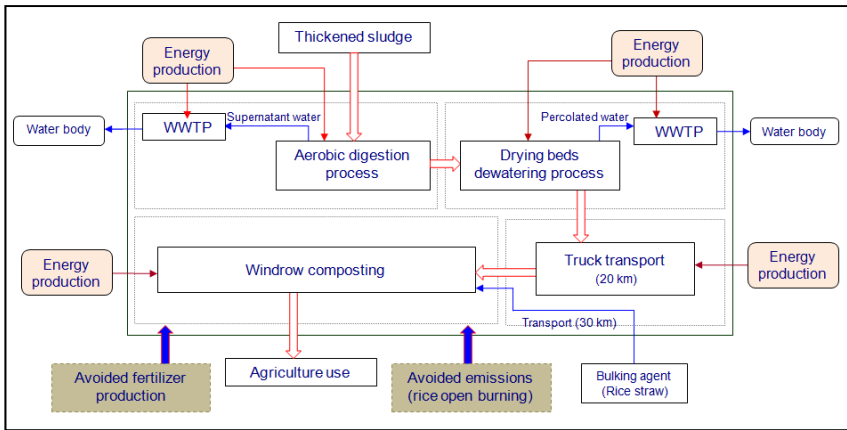


Figure 5: System boundary of fourth scenario (S-4)

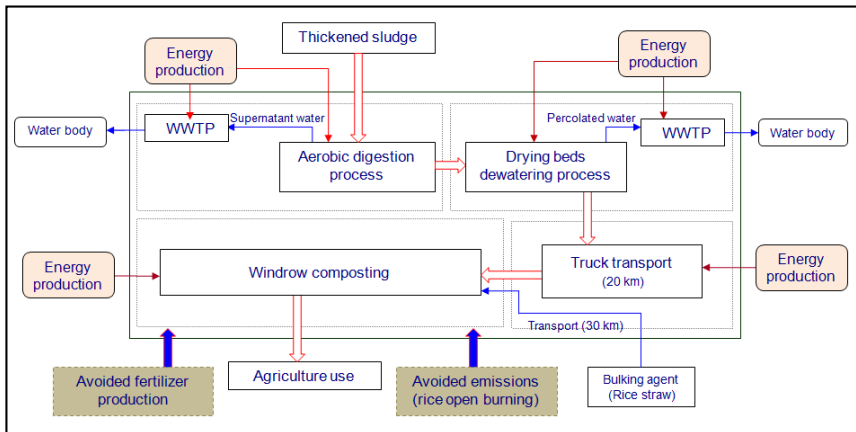


Figure 6: System boundary of fifth scenario (S-5)

4.1.4 Assumptions and limitations

Performing a LCA study can be resources and time intensive depending on the availability of data and how the study is conducted. Therefore, it is important to weigh the availability of data, the necessary time to conduct the study and the financial

resources required against the quality of final results on the main objectives of the project. The current study has been conducted under the following limitations:

- The environmental impacts associated with the construction of different sludge treatment facilities, including machinery and electric installation were not considered, only the impacts of treatment process operation were considered for the analysis.
- The construction and operation of the wastewater treatment plant was also not considered since it is shared by all scenarios, as the thickened mixed sludge was selected as the starting point in this study.
- The environmental impacts arising from landfilling do not include the impacts of generating noise, dust, odors or the change of natural scenery as well as the increase in road traffic.
- The beneficial effects of organic carbon in compost on the soil fertility are not quantified and are neglected (regarding fertilizer substitution).
- The study does not include the environmental impacts associated with heavy metal concentrations in the produced sewage sludge. They are assumed to be similar in all treatment processes and the expected changes in their concentrations during the selected treatment processes are negligible.
- The environmental impacts of the extraction of raw materials, production processes and pre-chain of diesel fuel production are estimated according to the German conditions while, the pre-chain of electrical energy production is estimated according to the Egyptian conditions.
- Pathogens and organic pollutants in sewage sludge that may be transferred to the surrounding environment or to humans during the treatment processes or/and disposal were not considered.

4.2 Life Cycle Inventory (LCI)

In this phase, the energy and resources consumption and environmental releases to air, water and land throughout the life cycle of each sludge treatment scenario are identified. Data manipulation and calculation are necessary steps for creating inventory data of different components or unit processes in the LCA study. Often the data are obtained from varying sources that may not be compatible with the functional unit of current study and needs to be modified to suit to the purpose of the study. The main design parameters and substance mass balances through the studied scenarios are described. The theoretical mass balances for the major pollutants and nutrients of concern in the sewage sludge treatment processes such as chemical oxygen demand

(COD), total nitrogen (TKN), total phosphorus (TP) and suspended solids (SS) are calculated over each treatment process in the selected scenarios. Table 1 shows the results of mass balances of the effluent characteristics of the produced sludge from all selected treatment schemes

Table 1: Effluent characteristics of the produced sludge from all scenarios

Parameters	Effluents characteristics				
	S-1	S-2	S-3	S-4	S-5
TDS*	354	664	536	702	713
TVS	108	335	269	388	360
COD	158	445	364	546	460
TP	7.8	11.4	11	12	11
TKN	6	19	19	24	15

* The concentration of TDS in the influent sludge for all studied scenarios was 1000 kg.

From the total mass of thickened sludge, entering the sludge treatment processes, around 44% is converted to biogas in the anaerobic digestion process in scenarios 1 to 4, while the reduction of total solids (TDS) in the aerobic digestion process in scenario 5 is about 38 %. The supernatant from the aerobic stabilization contains 1.6% of TDS. About 53 % of TDS leave the mechanical dewatering unit in scenario 4 as a filter cake and 2.8 % are contained in the filtrated water. Where about 57 % in scenario (S-5) and 53 % in both of scenario (S-2) and (S-3) leave the natural dewatering units as dewatered sludge and about 3.0 % of TDS are remained in the percolated water. The first scenario has the highest reduction of total mass solids of thickened sludge (65%), while the fifth scenario has the lowest reduction value (41%). The average concentration of nutrients in the produced compost at scenario 2, 4, and 5 are as follow: TKN (15-24 kg/ton); TP (11-12 kg/ton) and K₂O (6.4-7.3 kg).

Moreover, the data of energy supply, chemicals production and transport are adopted by existing databases and are described briefly. Table 2 indicates the results of energy balances over the selected scenarios. The sum of fuel and electricity consumption of each scenario are described in MJ/ton of thickened dry solids. The minus sign (-) indicates the electricity production whereas the plus sign (+) refers to the electricity consumption. The aerobic digestion process requires approx. 1176 kWh/ton dry solids of digested sludge while the anaerobic digestion with biogas production and electricity generation produces approx. 667 kWh/ton. Except the fifth scenario, both of other selected scenarios produce average electricity of 398-537 kWh/ton of thickened dry

solids neglecting the thermal heat production. The highest energy consumption is estimated to be 1434 kWh/ton in the fifth scenario.

Table 2: Energy balances of sewage sludge treatment scenarios

Treatment Scenario	Required energy		Electrical energy recovery (kWh/ton*)	Total equivalent energy (MJ/ton*)
	Electrical (kWh/ton*)	Diesel fuel (lit/ton*)		
S-1	71.59	6.31	-659	-1,882
S-2	5.7	25.81	-655	-1,388
S-3	9.05	23.28	-655	-1,469
S-4	23.71	14	-649	-1,736
S-5	1181.9	24.68		5,162

*Ton of dry thickened solids. Assuming the density of diesel = 0.845 kg/lit and 43.5 MJ per kg of diesel.

4.3 Life Cycle Impact Assessment (LCIA)

In the Life cycle impact assessment, the values of environmental interventions assessed in the inventory analysis phase are evaluated on the basis of their potential contribution to the environmental impacts. The LCIA is typically divided into five phases: selection of impact categories, classification, characterization, normalization, and weighting. In the classification step, the emissions and resources are divided into different groups or impact categories, according to their potential impact on environment. In this study, a set of eight baseline impact categories as well as the cumulative energy demand were selected as indicated in Table 3. Moreover, a well-established midpoint-oriented approach of LCIA methods is used based on the methodological LCA guide which was developed at the centre of environmental science of Leiden university (CML) (Guinée *et al.* 2002). The third step is the characterization step, where all relevant emissions are characterized and quantified by scientifically derived factors (characterization factors) depending on their contribution to the potential environmental damage allowing aggregation into a single score in each impact category.

Table 3: Environmental impact categories and method of assessment

Impact category	Units	LCIA method
Abiotic depletion (ADP)	kg Sb eq	CML 2001*
Acidification (AP)	kg SO ₂ eq	"
Eutrophication (EP)	kg PO ₄ eq	"
Fresh water aquatic ecotoxicity (FWETP)	kg p-DCB	"
Global warming (GWP)	kg CO ₂ eq	"
Human toxicity (HTP)	kg p-DCB	"
photochemical oxidation (POFP)	kg ethylen	"
Terrestrial ecotoxicity (TETP)	kg p-DCB	"
Cumulative energy demand (KEA)	kWh	

*Source: (Guinée et al. 2002, Frischknecht et al. 2007a).

The normalization step is an optional step for LCA that can be applied for a better understanding of the relative importance and magnitude of the characterization results (ISO 14040 2006). The usual approach is to normalize the environmental impacts from characterization step by relating these impacts to the total impact of a given community (Lundin et al. 2004). Due to the limited data on the annual emissions in Egypt, the normalization factors used in this study were selected based on the situations in the World 2000 as a reference for all impact categories (Frischknecht *et al.* 2007b). The weighting step was left out in this study since it is generally recognized by its political, ideological and/or ethical values, therefore high degree of subjectivity is always involved.

5. Results and discussion

5.1 Cumulative energy demand (CED)

Considering the effect of electrical energy recovery from the biogas production through the anaerobic digestion process, the comparative cumulative energy demand for the compared scenarios is shown in Figure 7. The negative sign in the figure refers to the production of energy, while the positive sign indicates to energy consumption.

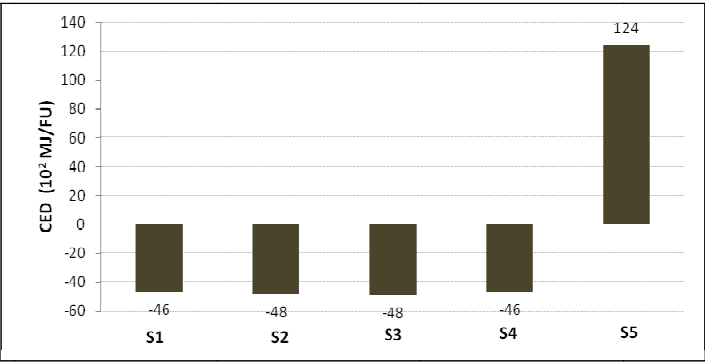


Figure 7: Relative cumulative energy demand/recovery of the compared treatment scenarios

The results revealed that the produced biogas from the application of anaerobic digestion process in the scenarios (S-1) to (S-4) covers the total energy needs for all treatment processes in these scenarios. Additionally, an excess electrical energy can be supplied to the power grid. The cumulative energy for the electrical energy generation from (S-1) to (S-4) were - 4,595, - 4,780, - 4,840, and - 4,616 MJ/FU respectively while the CED for the operation of fifth scenario was 12,410 MJ/FU. This energy is attributed to the energy consumption during the aerobic digestion, drying beds and windrow composting processes, which are representing 89, 6 and 5 % of total CED respectively. The breakdown analysis of cumulative energy demand or recovery for the treatment scenarios are presented in Table 4.

Table 4: Breakdown of cumulative energy demand/recovery of treatment scenarios (MJ/FU)

Treatment process	S-1	S-2	S-3	S-4	S-5
Anaerobic digestion	-6,120	-6,083	-6,083	-6,027	
Aerobic digestion					11,082
Storage lagoons	1,525				
Drying beds		758	758		745
Windrow composting		545		584	583
Sanitary landfilling			485		
BFP				827	
Total energy	-4,595	-4,780	-4,840	-4,616	12,410

5.2 The characterization results of all scenarios

The overall comparison of the characterization results for all studied scenarios considering the benefits of the avoided emissions and products production is demonstrated in Figure 8. The results showed that some scenarios offer a distinct enhancement in some of the impact categories. The second (S-2) and fourth (S-4) scenarios have a significant positive improvement on the POFP, ADP and GWP impact categories. However, the fourth scenario (S-4) still has the highest negative impacts in the impact categories of TETP, HTP and FAETP. Although the fifth scenario (S-5) offers an improvement in the POFP impact category, it showed the highest negative impacts in the ADP, AP and EP impact categories. The results also showed that the third scenario (S-3) has the highest negative impact in the GWP category and has significant impacts in most of the other categories as well. However, it offers a possibility to enhance the ADP and AP impact categories. The first scenario (S-1) showed a low positive improvement in all impact categories.

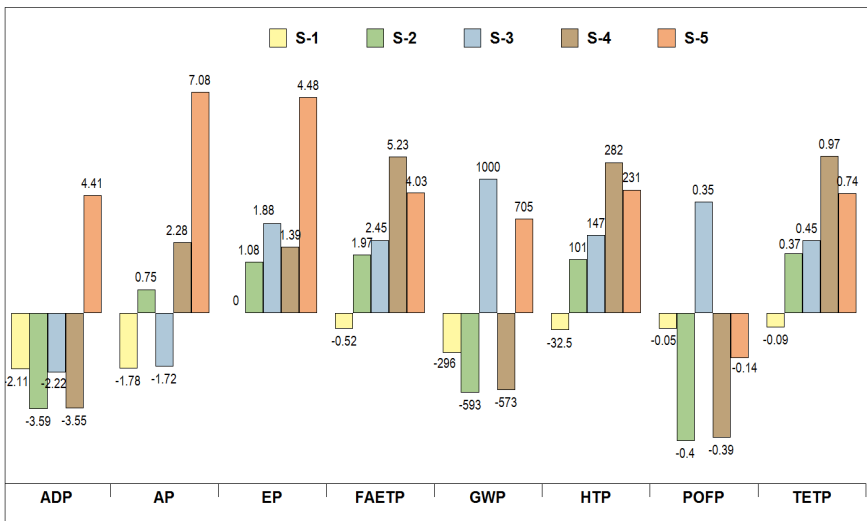


Figure 8: Characterization results of all compared scenarios

Figure 9 presents an overview of the collective characterization results of all scenarios. The results showed that the environmental impact of the fifth scenario (S-5) was the highest for most impact categories. While the third and fourth scenario showed significant impacts in almost all impact categories, the first scenario (S-1) had the lowest environmental impacts in the most of impact categories.

From the previous outcomes, it can be concluded that the fifth scenario (S-5) has the highest negative impacts among all compared scenarios followed by the third or fourth scenario. The first scenario can be considered as an environmentally optimal scenario. Since, it showed the lowest environmental impacts in all categories. Thus, the compared scenarios can be ordered according to their potential environmental impacts as (S-5) > (S-3) > (S-4) > (S-2) > (S-1). However, the difference between the environmental impacts of the third and fourth scenario was not so significant. It should be noted that the previous conclusion is mainly depending on the assumption that all impact categories have an equal importance and there is no inter-effect weighting between them.

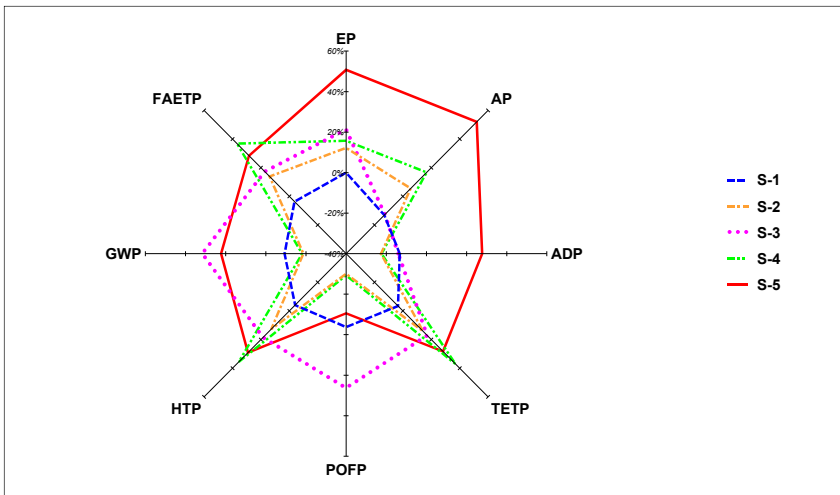


Figure 9: Overview comparisons of all compared scenarios

Although the fifth scenario (S-5) had the highest environmental impacts in most of studied impact categories, the third scenario (S-3) is regarded as the worst scenario to get rid of landfilling process and to encourage the sustainable solutions. The landfilling option contributes to many other negative environmental and health effects that have not been taken into account in this study such as fire hazards, surface water runoff contamination, odors potential, etc. Additionally, landfills require a large area and they have many restrictions regarding the location and the operating problems. Therefore, the third scenario (landfilling) should be completely avoided. However, it can be only allowed in limited and special cases.

In brief, the studied scenarios can be ranked based on their environmental impacts from the best to the worst as follow:

$$(S-1) \rightarrow (S-2) \rightarrow (S-4) \rightarrow (S-5) \rightarrow (S-3)$$

It should be noted that the first scenario was the best option based on its environmental impacts according to the studied impact categories. However, there are many other constraints for the selection of this scenario such as the availability of land, location restrictions, odor potential problems and also the public awareness and acceptance. Therefore, the application of this scenario should be studied case by case, taking into account all previous aspects as well as the transporting distance and the overall costs.

5.3 Normalization

In this phase, the magnitude of the characterization indicators is calculated relative to a reference information. This reference is usually related to a given community, a person or a system over a given period. The normalization is an important step before the weighting phase, where all characterization indicators of the different impact categories are calculated relative to the same scale (pe-yr). In this study, the normalized values were compared to the data of world annual emission records in 2000 (Sleeswijk et al. 2008). The results of the comparative normalization for the studied scenarios are shown in Figure 10.

As shown in the figure, the normalization of the characterization indicators showed a relative marginal share in the ADP, AP and POFP impact categories compared to the total environmental impacts of the reference community. On the other hand, the human toxicity and ecotoxicity categories had a relatively low to moderate contribution to the environmental impacts. The third and fourth scenarios have relatively low negative contribution to the total GWP of the reference community. However, the other scenarios showed a relatively low improvement in this category. The results also proved that the eutrophication category is the largest contributor in all impact categories of the reference community. This insists that the sludge treatment processes play a significant role in the total ecosystem eutrophication.

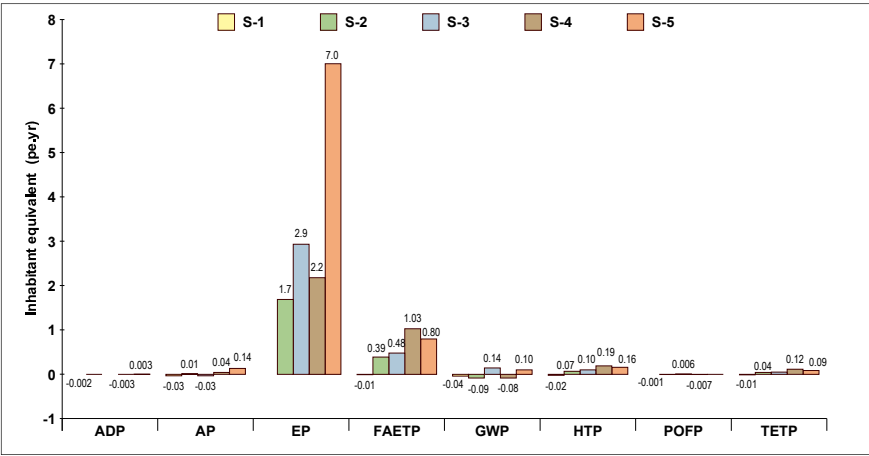


Figure 10: Normalization results according to the world emissions in 2000

6. Conclusion

The environmental assessment of the sewage sludge treatment processes in Egypt revealed that the application of aerobic digestion for sludge stabilization caused higher negative impacts for all environmental categories. In contrast to that, the application of anaerobic digestion showed an improvement in all categories considering the effect of the avoided emissions resulting from the energy recovery. The application of windrow composting using rice straw as a bulking agent led to an improvement in several environmental categories. This is resulting from the effects of the avoided open burning of rice straw and the industrial fertilizers production..

The overall environmental assessment of the studied scenarios showed that the second and fourth scenario have a significant positive influence on the impact categories of photo-oxidant formation, depletion of abiotic resources and global warming potential. However, the fourth scenario had the highest negative environmental impacts in the human and ecosystem toxicity categories. Although the fifth scenario caused an improvement in the photo-oxidant formation category, it had significant negative impacts in all other environmental categories. Moreover, it caused the highest negative impacts in the depletion of abiotic resources, acidification potential and eutrophication potential impacts among all studied scenarios. The third scenario

caused the highest negative impacts in the global warming potential and had a significant influence on most of the other categories. The first scenario was generally the environmentally best option. It had low positive environmental effects in all impact categories.

The final environmental ranking of the investigated scenarios revealed that the first scenario was the environmentally preferable alternative, while the third scenario turned out to be the worst. The scenarios (S-2), (S-4) and (S-5) were ranked as second, third and fourth preferable choice. Although the first scenario was the best selection based on its environmental impacts according to the investigated impact categories, there are several constraints for its application.

7. References

- [1] Amarantos, P., P. Buttol & L. Maiorino (2007) An environmental LCA of alternative scenarios of urban sewage sludge treatment and disposal. *International Scientific Journal of Thermal Science*, 11 (3), 153 - 164.
- [2] Frischknecht, R., N. Junbbbluth, H. Althaus, C. Bauer, G. Doka, R. Dones, R. Hischer, S. Hellweg, S. Humbert, T. Kolner, Y. Loerincik, M. Margni & T. Nemecek (2007a) Implementation of life cycle assessment methods. In v. Ecoinvent report NO.3 (ed.), Ecoinvent report NO.3, v2.0. Swiss center for life cycle assessment inventories, Dübendorf.
- [3] Frischknecht, R. & G. Rebitzer (2005) The ecoinvent database system: a comprehensive web-based LCA database. *Journal of Cleaner Production* 13, 1337-1343.
- [4] Ghazy, M. R. (2011) Sustainable sewage sludge management in Egypt based on life cycle assessment. Fakultät Architektur, Bauingenieurwesen und Umweltwissenschaften. Technische Universität Braunschweig, Germany.
- [5] Guinée, J. B., M. Gorree, R. Heijungs, G. Huppes, R. Kleijn, A. Wegener Sleeswijk, H. A. Udo de Haes, d. Bruijn, v. Duin, M. A. J. Huijbregts, E. Lindeijer, A. A. H. Roorda & B. P. Weidema (2002) Handbook on life cycle assessment - operational guide to the ISO standards. Kluwer. Dordrecht, Netherlands.
- [6] Hong, J., J. Hong, M. Otaki & O. Jolliet (2009) Environmental and economic life cycle assessment for sewage sludge treatment processes in Japan. *Waste Management*, 29, 696-703.
- [7] Hospido, A., M. T. Moreira & G. Feijoo (2008) A comparison of municipal wastewater treatment plants for big centres of population in Galicia (Spain). *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 13(1), 57-64.

- [8] Hospido, A., M. T. Moreira, M. Martin, M. Rigola & G. Feijoo (2005) Environmental evaluation of different treatment processes for sludge from urban wastewater treatments: Anaerobic digestion versus thermal processes. *Int J LCA*, 10, 336-345.
- [9] Hospido, A., M. T. Moreirai, M. Fernfindez-Couto & G. Feijoo (2004) Environmental Performance of a Municipal Wastewater Treatment Plant. *International Journal LCA*, 9(4), 261-271.
- [10] Houillon, G. & O. Jolliet (2005) Life cycle assessment of processes for the treatment of wastewater urban sludge: energy and global warming analysis. *Journal of Cleaner Production* 13 287-299
- [11] Ifu (2005) Institute for environmental and computer science, Umberto, Software for Material Flow Management, Hamburg GmbH.
- [12] ISO 14040 (1997) Environmental management - life cycle assessment - principles and framework. International Standardisation Organisation. Geneva, Switzerland. .
- [13] ISO 14040 (2006) Environmental management - life cycle assessment - principles and framework. International Standardisation Organisation. Geneva, Switzerland. ISO 14044 (2006) Environmental management - Life cycle assessment - Requirements and guidelines, International Standardisation Organisation. Geneva, Switzerland.
- [14] Khalifa, M., J. DaVanzo & D. M. Adamson (2000) Population growth in egypt: a Continung policy challenge. Center of Middle East public policy and CIA World Factbook. http://www.rand.org/pubs/issue_papers/IP183.1/.
- [15] Lundin, M., M. Bengtsson & S. Molander (2000a) Life cycle assessment of wastewater systems: Influence of System Boundaries and Scale on Calculated Environmental Loads. *Environmental Science & Technology*, 34, 180-186.
- [16] Lundin, M., M. Olofsson, G. J. Pettersson & H. Zetterlund (2004) Environmental and economic assessment of sewage sludge handling options. *Resources, Conservation and Recycling*, 41, 255-278.
- [17] Murphy, J. D., E. McKeogh & G. Kiely (2004) Technical/Economical/Environmental analysis of biogas utilization. *Applied Energy*, 77, 407-427.
- [18] Nthethe, K. A., L. du Preez & J. W. Wilken (2007) Towards sustainable sludge management strategy: ERWAT experience and approach. Proceedings of the international conference on Moving Forward Wastewater Biosolids Sustainability: Technical, Managerial, and Public Synergy. Moncton, New Brunswick, Canada.

- [19] Rulkens, W. H. (2004) Sustainable sludge management - what are the challenges for the future? *Water Science & Technology* 49(10), 11-19.
- [20] Sleeswijk, A. W., L. F. C. M. van Oers, J. B. Guinée, J. Struijs & M. a. J. Huijbregts (2008) Normalisation in product life cycle assessment: an LCA of the global and European economic systems in the year 2000. *The Science of the total environment*, 390, 227-240.
- [21] Sonesson, U., M. Dalemo, K. Mingarini & H. Jonsson (1997) ORWARE – A simulation model for organic waste handling systems. Part 2: Case study and simulation results. *Resources Conservation and Recycling*, 21, 39-54.
- [22] Spinosa, L. (2007) Wastewater sludge: A global overview of the current status and future prospects (Water21 Market Briefing Series). IWA Publishing, London.
- [23] Suh, Y. J. & p. Rousseaux (2001) Considerations in Life Cycle Inventory analysis of municipal wastewater treatment systems. Oral presentation. COST 624 "Optimal management of wastewater systems", toward benchmarking: Case studies in LCA, EIA and RA&Evaluation of scenario implementations. Bologna, Italy.
- [24] Tillman, A. M., T. Ekvall, H. Baumann & T. Rydberg (1994) Choice of system boundaries in life cycle assessment. *Journal of Cleaner Production*, 2(1), 21-29.

Authors

M. R. Ghazy

Faculty of Engineering
 Benha University, Egypt.
 Benha 13512, Egypt
 Telefon: (+2)-013-3229263
 Telefax: (+49)-013-3230297
 Email: moh_rabee27@yahoo.com

T. Dockhorn and N. Dichtl

Institut für Siedlungswasserwirtschaft
 Technische Universität Braunschweig, Germany
 Pockelsstraße 2a - D-38106 Braunschweig
www.tu-braunschweig.de/isww
 Telefon: (+49)-0531-391-79 60
 Telefax: (+49)-0531-391-7947

Stand der Phosphorrückgewinnung in Berlin - von wissenschaftlichen Untersuchungen zur größtechnischen Anwendung

Dr. Bernd Heinzmann* und Dipl.-Ing. Andreas Lengemann**

Berliner Wasserbetriebe, *Forschung und Entwicklung,

**Abwasserentsorgung/Verfahrenssteuerung KA Waßmannsdorf

Abstract

Mit dem patentierten Verfahren zur gezielten Magnesiumammoniumphosphat (MAP) - Ausfällung gelingt es in der Kläranlage Waßmannsdorf der Berliner Wasserbetriebe unerwünschte Inkrustationen in der Schlammbehandlung zu vermeiden. Mit dem Fachgebiet Verfahrenstechnik der TU Berlin wurde ein Kooperationsprojekt eingegangen, um eine Prozessoptimierung sowie eine optimale Auslegung des Schlammvorlagebehälters für eine vollständige Fällung des Phosphates und Abscheidung des MAP vom Faulschlamm zu erreichen. Nach Fertigstellung des neuen MAP-Behälters wurde der Einfahrprozess wissenschaftlich begleitet und hierbei u.a. der Ertrag an MAP-Produkt sowie die Zusammensetzung des MAP-Produktes bei zwei unterschiedlichen Lufteinträgen ermittelt. Dabei wurden in der ersten Phase (Lufteintrag von 3.000 m³/h) ca. 1,53 t/d MAP-Produkt und somit ein Wirkungsgrad der Phosphorrückgewinnung bezogen auf die gesamte Phosphorfracht im Zulauf zur Kläranlage Waßmannsdorf von ca. 7,3 % erreicht. In der zweiten Belüftungsphase (Lufteintrag von 1.500 m³/h) lag der mittlere Ertrag an MAP-Produkt lediglich bei ca. 0,94 t/d, was einem Wirkungsgrad von ca. 3,7 % entspricht. Das MAP hat mit anderen Düngern vergleichbare Nährstoffgehalte sowie niedrige Schadstoffgehalte, z.B. Schwermetalle, eine gute Löslichkeit und Pflanzenverfügbarkeit, sodass sich ein Einsatz als Langzeiddünger anbietet. Die Berliner Wasserbetriebe erhielten im Jahre 2008 eine Bestätigung entsprechend Düngemittelverordnung, wonach das MAP als Düngemittel („Berliner Pflanze“) in Verkehr gebracht werden darf.

With the patent-registered process for an induced struvite (MAP) -precipitation at the WWTP Waßmannsdorf of the Berliner Wasserbetriebe the unwanted incrustations in the sludge treatment are prevented. To achieve an optimized process and an optimum dimensioning of the MAP tank (digested sludge storage tank) for complete precipitation and separation of the MAP a cooperation project with the Technical University of Berlin, Chair of Chemical and Process Engineering, was conducted. After completion of the

new MAP tank the process of bringing in operation was scientifically investigated. Here the yield and the composition of the MAP product were estimated for two different quantities of air input. At the first phase (air input of 3000 m³/h) around 1.53 t/d of MAP product could be extracted. This represents a removal rate referring to the total phosphorus load in the inflow to the WWTP Waßmannsdorf of around 7.3 %. At the second phase (air input of 1500 m³/h) the average yield of the MAP product reached an amount of around 0.94 t/d, which corresponds to a removal rate of around 3.7 %. The MAP product showed similar nutrient concentrations in comparison to other fertilizers. This and the low toxic mater, e.g. heavy metals, good solubility and availability for plants of the MAP product allows the usage as a long term fertilizer. A certification according to the Fertilizer Ordinance for marketing the MAP product as a fertilizer ("Berliner Pflanze") was given to the Berliner Wasserbetriebe in 2008.

1. Inkrustationen in der Schlammbehandlung

In den Berliner Kläranlagen wurden 1994 erstmalig massive Inkrustationen in den Zentrifugen zur Entwässerung des Faulschlammes festgestellt. Der entstehende kristalline, weiße Aufwuchs innerhalb des Gehäuses führte bis zur Ausbremsung der Trommel [1]. In der Kläranlage Waßmannsdorf kam es durch Inkrustationen, die sich offensichtlich über Monate aufgebaut hatten, zu weiteren Betriebsstörungen in den DN 200 Leitungen für den kontinuierlichen Faulschlammabfluss zwischen den Faulbehältern und der Schlammvorlage der Zentrifugen. Nach der Zentrifugation des Faulschlammes war der Fällungsdruck in den Zentraten ebenfalls so stark, dass sich ein neu in Betrieb genommenes Zentratpumpwerk einschließlich der abgehenden Rohrleitungen innerhalb von 2 Wochen zukristallisierte und die Inkrustationen mechanisch beseitigt werden mussten (Abbildung 1).



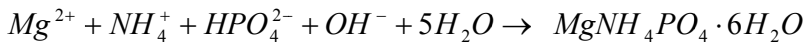
Abbildung 1: Fußkrümmer DN 80 der Pumpe 2 nach 319 Betriebsstunden, Saugstutzen nach 180 Betriebsstunden des Zentratpumpwerkes sowie verkrustete Rohrleitung vom Faulbehälter

Durch das ungewollte und spontane Entweichen bzw. Entgasen von Kohlenstoffdioxid aus den an Kohlenstoffdioxid übersättigten Faulschlamm und Prozesswässern (aus den Faulschlämmen abgeschiedene Zenträte) erfolgt eine pH-Wert-Erhöhung der wässrigen Phasen dieser Schlämme bzw. der Zenträte. Somit ändern sich die Löslichkeitsgleichgewichte, wodurch die Ablagerungen (Inkrustationen) an den Wänden als Folge der Auskristallisationen entstehen. Der in der Kläranlage Waßmannsdorf angewandte Abwasserreinigungsprozess mit biologischer Phosphorelimination (zeitweise unterstützende Simultanfällung) und der Faulung konzentrierter Schlammströme begünstigt offensichtlich die Bildung von Inkrustationen in der Schlammbehandlung. Diese Inkrustationen bestehen überwiegend aus unlöslichem Magnesiumammoniumphosphat (MAP) und geringen Anteilen an verschiedenen Kalziumphosphatverbindungen.

2. Chemische und physikalische Grundlagen der Fällung und Kristallisation von Magnesiumammoniumphosphat

MAP ist eine weiße bis braune, kristalline Substanz, die aus Magnesium (Mg), Ammonium (NH₄), Phosphat (PO₄) und Kristallwasser besteht. Die Summenformel von MAP lautet: Mg(NH₄)PO₄·6H₂O.

Es bildet sich nach folgender Gleichung:



Die Dichte von MAP beträgt circa 1,7 g/cm³. Des Weiteren zählt es zu den besonders schwer wasserlöslichen Verbindungen. Das Kristallsystem in das MAP auskristallisiert ist orthorhombisch – typische Sargdeckelform (siehe Abbildung 2). Ab ca. 60 °C verlieren die MAP-Kristalle ihr Kristallwasser.

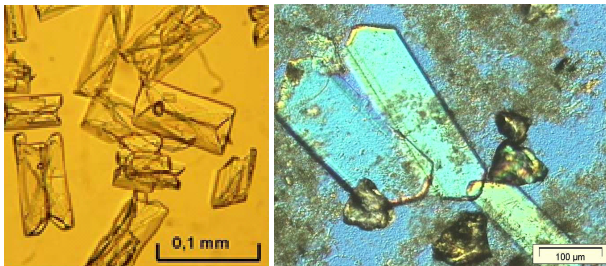


Abbildung 2: Kristalle in einer Modelllösung [2] und mikroskopische Aufnahme von MAP-Kristallen im Faulschlamm

Die Ausgangsstoffe des Kristalles liegen in gelöster Form vor, bei anorganischen Salzen in Form von dissoziierten Ionen. Kommt es zur Kristallisation, werden die einzelnen Ionen direkt in das Kristallgitter eingebaut. Die chemische Reaktion findet gleichzeitig mit der Phasenumwandlung statt. Damit eine Kristallisation stattfinden kann, muss die Lösung übersättigt sein, also weiter Stoffe in sich lösen, obwohl der eigentliche Gleichgewichtszustand schon erreicht ist. Das Ionenprodukt der gelösten Ionen Mg^{2+} , NH_4^+ und PO_4^{3-} ist damit größer als das Löslichkeitsprodukt. Kristalle bilden sich und es resultiert ein Gleichgewicht zwischen der kristallisierten, festen Phase und der gesättigten Lösung. Das Löslichkeitsprodukt ist stark vom pH-Wert abhängig. Um den Einfluss des pH-Wertes darzustellen, bedienen sich Ohlinger et al. [3] des bedingten Löslichkeitsproduktes, bei dem die ionisierten Anteile von Mg^{2+} , NH_4^+ und PO_4^{3-} berücksichtigt sind. Das Minimum liegt nach Ohlinger et al. [3] bei einem pH-Wert von 10,3.

Das Kohlenstoffdioxid im Faulschlamm ist zu mehr als 99 % physikalisch gelöst. Weniger als 1 % des gelösten Kohlenstoffdioxides reagiert mit Wasser und bildet Kohlensäure. Diese ist eine schwache Säure und dissoziiert entsprechend schwach. Bei pH-Werten zwischen 6,5 und 10 liegt das Kohlenstoffdioxid vor allem in Form von Hydrogencarbonat (HCO_3^-) vor [4]. Die Löslichkeit des schwer löslichen Kohlenstoffdioxides ist druckabhängig und nimmt mit steigendem Druck zu. Durch einen Abfall des Druckes sinkt auch der Partialdruck des Kohlenstoffdioxides und es kommt zum Ausgasen des Kohlenstoffdioxides, wodurch die Konzentrationen von H_2CO_3 , HCO_3^- , CO_3^{2-} und H^+ abnehmen. Wenn die Konzentration von H^+ abnimmt, steigt der pH-Wert. Mit steigendem pH-Wert nimmt die Übersättigung zu und damit das Löslichkeitsprodukt ab. Es kommt zur kristallinen Ausfällung des MAP, die die Keimbildung und das Kristallwachstum beinhaltet (siehe Abbildung 2 - MAP-Kristalle im Faulschlamm).

Um große Kristalle zu erhalten ist eine Aggregation (Anheftung ohne Übersättigung) oder eine Agglomeration (Anheften der Kristalle bei starker Übersättigung) nötig [5]. Die Kristallpartikel müssen hierbei kollidieren. Dazu wird ausreichend Zeit benötigt, in der die Kristalle beieinander liegen und sich aneinander anheften können. Einflussgrößen sind dabei die Mischung, lokale Turbulenzen, die Viskosität und Dichte sowie die Größe und Beschaffenheit der Ausgangskristalle.

3. Studien und Untersuchungen zur Vermeidung der Inkrustationen

Folgende wissenschaftliche Untersuchungen und Versuche zur Vermeidung der Inkrustationen wurden durchgeführt:

- Analysen zur Struktur und Chemie der Kristalle (wasserunlösliche, kristalline, weiße MAP-Ablagerungen mit geringen Gehalten an verschiedenen Kalziumverbindungen)
- Labortests zum Studium der Phosphordynamik in der anaeroben Schlammbehandlung (chemische und kinetische Untersuchungen zur Phosphor-Fällung während der Faulung)
- Versuche zum Entgasen von Kohlenstoffdioxid während der Belüftung von Faulschlamm
- Laborstudien zur gezielten Fällung von Struvit und Kalziumphosphat durch Belüftung des Faulschlammes, welches zum Entgasen des Kohlenstoffdioxides und damit zum Anstieg des pH-Wertes führt

All diese Maßnahmen sollten der Vermeidung weiterer Inkrustationen dienen. Jedoch wurde die Entwässerung des Faulschlammes aufgrund des pH-Wert-Anstieges auf bis zu 8 schlechter, weshalb weitere Versuche durchgeführt wurden. Vier mögliche Fällungsmittel ($\text{Ca}(\text{OH})_2$, CaCl_2 , $\text{Mg}(\text{OH})_2$ und MgCl_2) wurden zur vollständigeren Fällung des Phosphates getestet. Die besten Ergebnisse konnten mit MgCl_2 erzielt werden [1]. Dies führte zur gewünschten Verminderung der Phosphatkonzentration. Damit verringert sich auch das Wasserbindungsvermögen, wodurch sich die Entwässerungseigenschaften des Faulschlammes verbesserten.

4. Verfahrenstechnische Maßnahmen zur Vermeidung der Inkrustationen

Das Problem der Inkrustationen in der Kläranlage Waßmannsdorf konnte nach umfangreichen Untersuchungen und Versuchen durch folgende verfahrenstechnische Änderungen (siehe Abbildung 3) gelöst werden:

- Intensives Umwälzen des Faulschlammes in den Faulbehältern durch eine Entnahme am Faulbehälterboden und Wiederaufführung am Faulbehälterkopf.
- Das Fließen des Faulschlammes durch den Grundablass des ersten Faulbehälters zum zweiten, dahinter angeordneten Faulbehälter der intensiven Faulung (korrespondierende Röhre), um eine spontane, plötzliche Entgasung zu vermeiden.
- Die Dosierung von Antiinkrustierungsmitteln zur Verhinderung von Inkrustationen in der Rohrleitung vom zweiten Faulbehälter zum Schlammvorlagebehälter.

- Gezieltes Ausstrippen des Kohlenstoffdioxides, z.B. mit Luft über eine Flächenbelüftung am Boden des Schlammvorlagebehälters der Zentrifugen, wodurch ein pH-Wert Anstieg bis auf ca. 8 und dadurch eine Ausfällung des MAP ermöglicht werden.
- Zugabe des Koagulations- und Fällungsmittels $MgCl_2$ in den Schlammvorlagebehälter vor den Zentrifugen zur Verbesserung der Faulschlammmentwässerung durch die Zentrifugen und dabei Ausfällung und Festlegung des restlichen Phosphates im Faulschlamm.
- Dosierung von geringen Mengen Antiinkrustierungsmittel zur Verhinderung von Restinkrustationen in Rohrleitungen und Zentrifugen.

Durch die Anordnung von vier Faulbehältern zu zwei Kaskaden in der Kläranlage Waßmannsdorf intensiviert sich die Faulung des Schlammes und der Mineralisationsgrad kann gesteigert werden. Somit steht mehr gelöstes Phosphat zur Verfügung, wodurch größere Mengen als MAP festgelegt und zusammen mit dem Faulschlamm zu den Zentrifugen gefördert werden können. Durch die erhebliche Verminderung der Phosphatkonzentration verbesserte sich die Entwässerbarkeit des Faulschlammes [6 und 7] und bei der Zentrifugation müssen geringere Mengen an kationisch geladenen Flockungshilfsmitteln dosiert werden. Darüber hinaus werden mit der Rückführung der Zentrate und Prozesswässer deutlich geringere Phosphor-Frachten in den Abwasserreinigungsprozess der Kläranlage zurückgeführt. Dadurch verringert sich die Rückbelastung, was wiederum die Einhaltung des Phosphor-Überwachungswertes unterstützt. Durch die Einsparung an Flockungshilfsmitteln und unter Berücksichtigung des Wegfalles der Aufwendungen für die Beseitigung der Inkrustationen und den deutlich geringeren Mengen an zu dosierenden Antiinkrustationsmitteln ergeben sich in der Kläranlage Waßmannsdorf jährliche Einsparungen an Betriebskosten von ca. 250.000 bis 300.000 Euro.

Das „Berliner Verfahren“ zur gezielten MAP-Ausfällung wurde 2004 patentiert (Patent Nummer DE 10112934). Zusätzlich wurde im Jahre 2006 eine Lizenz an die Firma PCS-Consult vergeben.

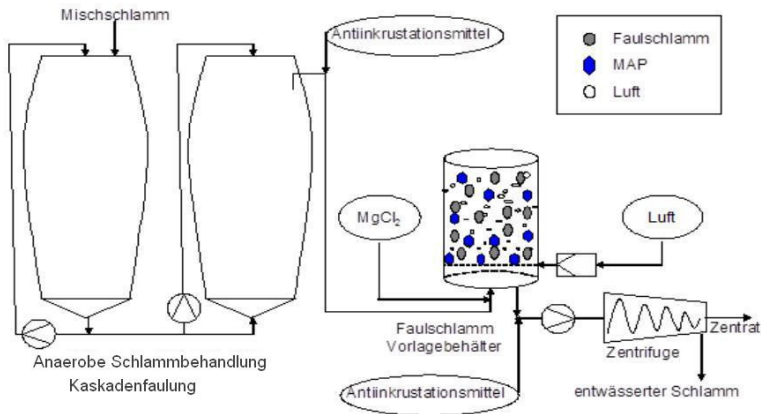


Abbildung 3: Verfahrenstechnisches Schema zur gezielten MAP-Fällung im Schlammbehandlungsprozess („Berliner Verfahren“)

5. Maßnahmen zur großtechnischen Phosphorrückgewinnung

5.1 Phosphorrückgewinnung aus dem alten Schlammvorlagebehälter

Das im alten Schlammvorlagebehälter vor den Zentrifugen gefällte MAP sedimentierte zum Teil und setzte sich auch auf der am Boden installierten Flächenbelüftung ab (siehe Abbildung 4), wodurch sich der Lufteintrag verschlechterte. Um den Betrieb zu gewährleisten, mussten deshalb rund 30 t MAP jedes Vierteljahr vom Behälterboden mittels Schlammsaugwagen abgepumpt und entsorgt werden (siehe Abbildung 4). Einige Chargen konnten bereits einer Wiederverwendung zugeführt werden. Nur ein Teil der Phosphor-Fracht von ca. 2 % bezogen auf den Abwasserzulauf konnte so recycelt werden. Der große Teil des Phosphors, ca. 20 - 50 % der Phosphor-Fracht im Abwasserzulauf lag gefällt als MAP vor und gelangte mit dem Faulschlamm zur weiteren Schlammbehandlung und Entsorgung. Bei der Entwässerung dieses Faulschlammes kam es dann durch das MAP in den nachfolgenden Anlagen, insbesondere Zentrifugen zu abrasivem Verschleiß derselben (Schnecken). Ziel weiterer Aktivitäten war es deshalb eine optimale Fällung und insbesondere vollständige Abtrennung des MAP zu erreichen, um die Menge an recycelten Phosphor deutlich zu erhöhen und den abrasiven Verschleiß zu vermindern. Dann könnte der Wartungsaufwand verringert werden, was einer Kosteneinsparung von ca. 60.000 Euro/a entspricht.



Abbildung 4: Im Schlammvorlagebehälter sedimentiertes MAP und Entleerung mittels Schlammsaugewagen

5.2 Das FE-Kooperationsprojekt mit dem Fachgebiet Verfahrenstechnik der TU Berlin

Ziel des FE-Kooperationsprojektes mit dem Fachgebiet Verfahrenstechnik der TU Berlin war, das Design und die Auslegung des neuen MAP-Behälters für eine maximale Phosphorrückgewinnung zu optimieren. Eine optimale Fällung der Phosphate und eine möglichst vollständige Abtrennung des MAP vom Faulschlamm sollten gewährleistet sein.

Hierzu wurden folgende Methoden eingesetzt:

- Laborversuche zur Optimierung relevanter Einflussgrößen, wie Belüftungsrate, Magnesiumchlorid-Dosierung, geometrisches Design und Auslegung, Stöchiometrie der Kristallisationspartner, Untersuchungen zur Erhöhung der Ausbeute an MAP.
- Batchversuche und kontinuierliche Versuche in einem Airlift Schlaufenreaktor (Volumen = 45 L).
- Der spezielle Aufbau des Airlift Schlaufenapparates (siehe Schema in der Abbildung 5) ermöglicht eine vollständige Vermischung durch einen internen Umlauf. Während der Versuche wurde ein externer Umlauf ergänzt sowie geometrische Veränderungen am Reaktorboden vorgenommen, um die Fluidodynamik zu optimieren.
- Die Geschwindigkeiten wurden mit Hilfe eines Flügelrad-Anemometers in Wasser vermessen.

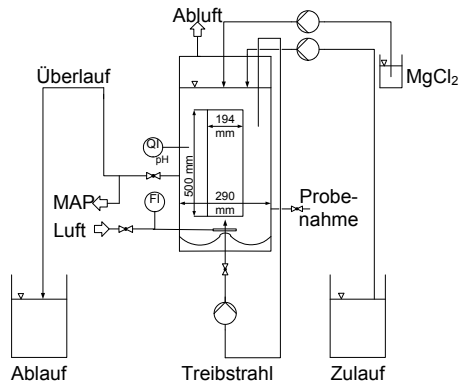


Abbildung 5: Schema des Airlift Schlaufenreaktors

Der Prozess wurde über drei hydraulische Verweilzeiten durchgeführt. Durch Kristallwachstum wurden so durchschnittliche Partikelgrößen von 250 – 500 μm erreicht (Abbildung 6). Über 90 % des verfügbaren Phosphates konnte im Faulschlamm ausgefällt werden (Abbildung 7). Die MAP-Fällung im Faulschlamm ist sehr effektiv [8]. Dennoch gab es Verluste durch Feinstpartikelaustrag. Die Ausbeute an abgetrenntem MAP in der Versuchsanlage konnte im Vergleich zum alten Fällbehälter (Schlammvorlagebehälter) der BWB (siehe Kapitel 5.1) deutlich verbessert werden. Durch Veränderung der Fluidodynamik wurden MAP-Kristalle länger in Schwebe gehalten, um weiter wachsen zu können, und so eine höhere Abtrennung erreicht [2].

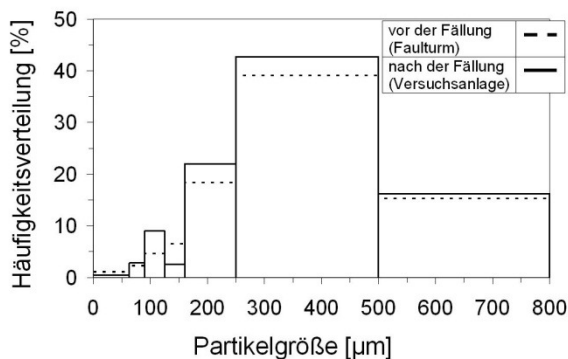


Abbildung 6: Partikelgrößenverteilung vor und nach einem 24 Stunden Versuch (Hydraulische Aufenthaltszeit 8 h)

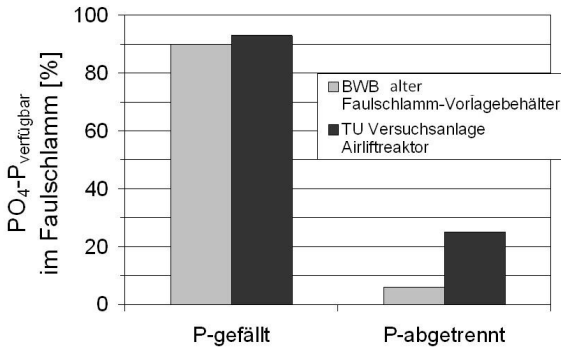


Abbildung 7: Abgetrennter Phosphor durch MAP- Fällung im Faulschlamm

5.3 Reinigung des MAP- Fällungsproduktes

Großtechnische Versuche zum Reinigen des MAP vom Faulschlamm wurden in einem Sandwäscher der Firma Passavant, der nach dem Funktionsprinzip der Aufstromklassierung funktioniert, durch-geführt. Dieser Sandwäscher wird im kommunalen Bereich bei der Sandaufbereitung zur Verringerung des organischen Kohlenstoffanteils auf weniger als 10 g TOC/kg Sand eingesetzt. Der Faulschlamm wurde mit einem Betonmischer im Mischungsverhältnis von Faulschlamm : MAP = 1 : 2 eingemischt. Pro Versuch wurden im Durchschnitt 650 kg MAP-Schlamm-Gemisch in den Waschapparat eingebracht. Am Behälterboden baute sich ein Bett aus MAP auf, durch welches das Washwasser strömte. Nur geringe Turbulenzen wurden im MAP-Bett beobachtet, so dass die organischen Partikel gut ausgetragen wurden. Versuchsparameter waren der Volumenstrom, das Washwasser und die Höhe des MAP-Bettes, veränderbar durch das Drehmoment am Krähwerk. Auf Grund der vorherrschenden Inhomogenität des deponierten MAP-Haufens (schwankende Feuchte) konnte das Mischungsverhältnis von MAP zu Faulschlamm nicht variiert werden. Mit zunehmendem Washwasservolumenstrom nahm die organische Kohlenstoffkonzentration ab (siehe Abbildung 8). Die Wirbelbetthöhe ist nicht relevant für eine effiziente Reinigung der Kristalle.

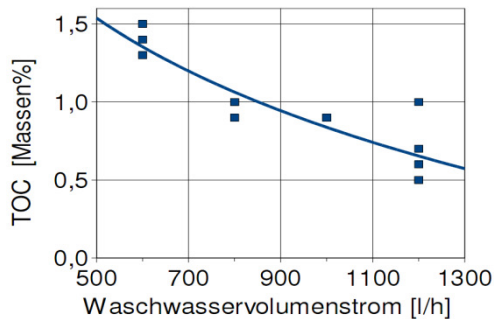


Abbildung 8: TOC-Gehalt in Abhängigkeit zum Waschwasservolumenstrom

5.4 Optimierter neuer großtechnischer MAP-Behälter

Eine Optimierung der MAP-Fällung sowie eine verbesserte MAP-Abscheidung sollen erreicht werden durch:

- Zirkulationsumlauf durch Lufteinblasung und damit eine gute Durchmischung
- Strippen des Kohlenstoffdioxides
- pH-Wert-Anstieg, gefälltes MAP liegt in kristalliner Form vor
- lange Aufenthaltszeit des MAP und Faulschlammes
- Auslegung: hydraulische Aufenthaltszeit des Faulschlammes von $t_A \geq 8$ h bei einem Schlammvolumen von rund $Q \leq 2.400 \text{ m}^3/\text{d}$ (Volumen des MAP-Behälters: $V = 800 \text{ m}^3$)
- MAP wird durch einen trichterförmigen Boden entnommen.



Abbildung 9: Aufnahmen vom neuen optimierten MAP-Behälter (Faulschlammvorlagebehälter), dem Wäscher sowie dem MAP-Auswurf

Der neue MAP-Behälter (Schlammvorlagebehälter) mit Wäscher wurde im Jahre 2009 ohne Drittmittel (Förderinitiative „Kreislaufwirtschaft für Pflanzennährstoffe, insbesondere Phosphor“ des BMBF und BMU sowie 5. und 6. Forschungsrahmenprogramm der EU) gebaut und am 1. März 2010 erstmalig in Betrieb genommen. Abbildung 9 zeigt Bilder des neuen Schlammvorlagebehälters, dessen Bau mit erdverlegten Rohrleitungen 2,3 Mio. Euro gekostet hat.

Um das MAP-Produkt vor seiner Abnahme zu reinigen, passiert es nach dem Ausschleusen aus der Schleusenkammer einen Wäscher. Dabei handelt es sich um einen unbelüfteten Sandwäscher mit einem Rührer, der nach dem Einleiten des Waschwassers den MAP-haltigen Schlamm kontinuierlich durchmischt und unerwünschte Bestandteile auswäscht. Dabei werden vor allem die organischen Stoffe vom MAP-Produkt abgetrennt. Die ausgewaschenen Stoffe werden gemeinsam mit dem Spülwasser, ca. 1 m^3 pro Stunde ($24 \text{ m}^3/\text{d}$), zurück in den MAP-Behälter geleitet. Das abgetrennte und im Wäscher sedimentierte MAP-Produkt wird anschließend über eine Austragsschnecke in den Sammelcontainer gefördert.

6. Wissenschaftlichen Begleitung des Einfahrprozesses des MAP-Behälters auf der Kläranlage Waßmannsdorf

Nach der Inbetriebnahme und einigen technischen Nachbesserungen wurde der Einfahrprozess des MAP-Behälters vom 14.07.2010 bis zum 12.11.2010

wissenschaftlich begleitet (Ertüchtigung für Winterbetrieb erfolgt in 2011). Die erste Phase des achtzehn Wochen andauernden Einfahrprozesses wurde mit zwei Gebläsen, die zusammen max. 3.000 m³/h Luft einbringen, und die zweite Phase mit einem Gebläse, welches einen Lufteintrag von max. 1.500 m³/h gewährleistet, durchgeführt. Hierbei sollte vor allem festgestellt werden, bei welcher Luftzufuhr der zwei Gebläse der Anstieg des pH-Wertes und die Phosphorrückgewinnung in Form von MAP maximal sind. Unter Umständen ergibt sich daraus ein Potential den Energieverbrauch zu verringern. Weitere Aufgaben der wissenschaftlichen Betreuung des Einfahrprozesses bei vorgegebenen Rahmenbedingungen (Schlammvolumen sowie Magnesiumchloriddosierung) sind im Folgenden aufgeführt:

- pH-Werte manuell messen, mit online Messwerten vergleichen und kontrollieren
- Effektivität der MAP-Fällung ermitteln
- MAP-Menge des Ertrages (Abscheidegrad) ermitteln
- Zusammensetzung des MAP-Produktes abschätzen
- P_{gesamt}- und Phosphatbilanz bezogen auf den MAP-Behälter und den Kläranlagenzulauf ermitteln
- Ermittlung der optimalen Belüftung
- Waschprozess optimieren
- Aufwand Wartung und Betrieb abschätzen.

Nach der Einfahrphase soll der MAP-Behälter vom Testbetrieb in den regulären Betrieb übernommen werden.

Die Phosphatkonzentration im Faulschlamm (Ablauf Faulbehälter) beträgt ca. 350 mg/l PO₄-P mit geringen Schwankungen, bedingt möglicherweise durch die Simultanfällung mit unterschiedlichen Dosiermengen an Eisensalz bei der Abwasserbehandlung. Im Ablauf des MAP-Behälters liegen die Phosphatkonzentrationen im Tagesmittel in beiden Phasen meistens deutlich unter 50 mg/l PO₄-P.

Der Ertrag an MAP-Produkt liegt in der ersten Phase der Belüftung bei 1,53 t/d und ist damit deutlich höher als der mittlere Ertrag an MAP-Produkt von 0,94 t/d bei nur halber Lufteintragsmenge in der zweiten Belüftungsphase. Damit liegt der Wirkungsgrad der Phosphorrückgewinnung bezogen auf die gesamte Phosphorfracht im Zulauf zur Kläranlage Waßmannsdorf bei ca. 7,3 % in der ersten Phase und 3,7 % in der zweiten Phase.

Abbildung 10 zeigt ein Schema zur Zusammensetzung des MAP-Produktes (aus der Schnecke des MAP-Behälters). Es wird deutlich, dass neben dem MAP noch Wasser (Feuchtigkeit), Organik, Sand sowie andere mineralische Bestandteile im MAP-Produkt vorhanden sind. Ihre Anteile sollen mit vorhandenen Messwerten aus unterschiedlichen Parametern (wie Wassergehalt, Trockenrückstand, Glührückstand, Sandgehalt) möglichst genau abgeschätzt werden. Zu beachten ist, dass das MAP bei 60 °C das Kristallwasser verliert und bei Erwärmung auf 300 °C das Ammonium als Ammoniak [9]. Im Glührückstand (Erwärmung auf 550 °C) bleibt Magnesiumdiphosphat zurück.

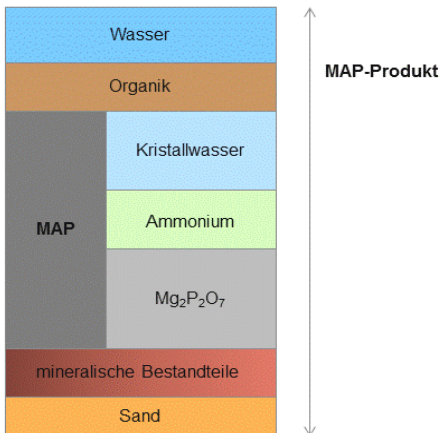


Abbildung 10: Zusammensetzung des MAP-Produktes

Mit der Annahme, dass die mineralischen Bestandteile mit 15 % am Glührückstand beteiligt sind, wurde ein Anteil des MAP von rd. 60 bis 70 % (Tagesmittelwerte) ermittelt. Sowohl das Wasser (Feuchtigkeit), als auch die Organik sowie der Sand haben mit je ca. 10 % einen ähnlich hohen Anteil. Der reine MAP-Anteil fällt in der ersten Phase mit ca. 68 % etwas höher aus als in der zweiten Phase mit ca. 61 %. Der mittlere Wasseranteil am MAP-Produkt liegt in der ersten Phase der Belüftung (Lufteintrag von 3.000 m³/h) bei 10,76 % und ist damit etwas geringer als der mittlere Wassergehalt von 11,75 % bei nur halber Lufteintragsmenge in der zweiten Phase. Der Gehalt an Sand und Organik ist in der ersten Phase ebenfalls niedriger als in der zweiten Phase.

7. Bewertung des MAP-Produktes

Zur Bewertung des MAP-Produktes und damit möglicher landwirtschaftlicher Verwendung als Dünger wurden sowohl die Nährstoffgehalte als auch

Verunreinigungen analysiert. Wie ein Vergleich mit den Mindestgehalten an Nährstoffen für verschiedene Düngerarten (Superphosphat, Dikalziumphosphat mit Magnesium und NP-Dünger) entsprechend der Düngemittelverordnung [10] zeigt, liegt das ausgefällte MAP im Bereich von anderen gesetzlich zugelassenen Düngern. Um das Schadstoffpotential des MAP-Produktes zu beurteilen, wurden die Schwermetalle und organische Schadstoffe, wie PCB und PAK, mit den Grenzwerten der Klärschlammverordnung verglichen [11]. Die analysierten Messwerte der Schadstoffe im MAP liegen 5fach und mehr unter den Grenzwerten der Klärschlammverordnung. D.h., die im Faulschlamm noch vorhandenen Schadstoffe werden nicht, bzw. nur in sehr geringem Ausmaß in das MAP-Fällungsprodukt verschleppt (siehe Abbildung 11). Zur Verdeutlichung der niedrigen Belastung des MAP-Fällungsproduktes mit Schwermetallen im Vergleich zum kommunalen Klärschlamm der KA Waßmannsdorf wurden die Schwermetallgehalte in % auf Phosphor bezogen (Abbildung 11).

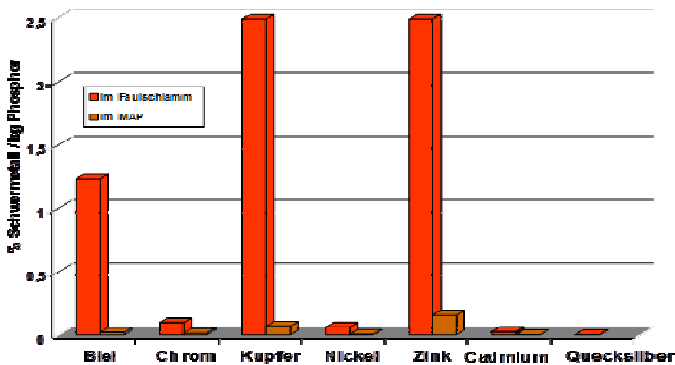
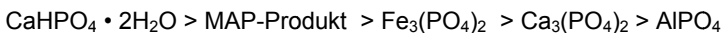


Abbildung 11: Vergleich der Schwermetallgehalte (in % auf P bezogen) des kommunalen Klärschlammes und des MAP-Produktes (ungewaschen)

Im Vergleich zu anderen Phosphor-Verbindungen wurde für das MAP-Produkt folgende Phosphorverfügbarkeit für Pflanzen ermittelt:



Topfversuche, die zur Phosphorverfügbarkeit des MAP-Fällungsproduktes von Richards und Johnston [13] in zwei Böden mit einem pH-Wert von 6,6 und 7,1 für die spezielle Grassorte deutsches Weidelgras – *Lolium perenne* – durchgeführt wurden, zeigen, dass die Mobilität des Phosphors der damit gedüngten Böden und damit die Verfügbarkeit für das deutsche Weidelgras gut waren und zu einem zufrieden stellenden Wachstum auch im Vergleich mit synthetisch hergestellten MAP und

Kalziumphosphaten führte (siehe auch Römer [14]). Da die Löslichkeit und die Pflanzenverfügbarkeit gut sind, ist das MAP-Produkt als Langzeitdünger geeignet. Vom Landesamt für Verbraucherschutz, Landwirtschaft und Flurerneuerung - Amtliche Düngemittelkontrolle - des Landes Brandenburg erhielten die Berliner Wasserbetriebe im Jahre 2008 eine Bestätigung, dass das MAP-Produkt der Düngemittelverordnung [10] entspricht und daher als Düngemittel in Verkehr gebracht werden darf. Seitdem die "Produktion" des MAP stabil läuft, wurden verschiedene Vertriebskonzepte betrachtet. Ziel ist es, das MAP als lokales Markenprodukt zu etablieren. Zu diesem Zweck wurde der Markenname "Berliner Pflanze" registriert. Unter diesem Namen werden derzeit mit verschiedenen Partnern aus der Düngemittelindustrie, aus dem Landhandel aber auch direkt mit Landwirten Vertriebs- und Anwendungsmöglichkeiten erprobt.

8. Ausblick

Zunächst sollen die bereits im Jahre 2011 gewonnenen Daten ausgewertet werden. Darüber hinaus wird die wissenschaftliche Begleitung des Einfahrprozesses weitergeführt, um einen optimalen Lufteintrag bzgl. der maximalen MAP-Fällung und Abtrennung der Kristalle zu erreichen. Dazu wird der Betrieb des MAP-Behälters über signifikante Zeiträume mit verschiedenen Lufteinträgen ($3.000 \text{ m}^3/\text{h}$, $2.500 \text{ m}^3/\text{h}$, $2.000 \text{ m}^3/\text{h}$ und $1.500 \text{ m}^3/\text{h}$) verglichen. Für die jeweiligen Lufteinträge werden die Gehalte an Wasser, Sand, Phosphor, Phosphat ($\text{PO}_4\text{-P}$) und Metallen sowohl für das MAP-Produkt, als auch für den Faulschlamm im Zu- und Ablauf des MAP-Behälters ermittelt. Somit kann die genaue Zusammensetzung des MAP-Produktes bestimmt und zusätzlich Massenbilanzen erstellt werden. Des Weiteren soll das Waschwasser analysiert und der Waschprozess optimiert werden. Um die Qualität des MAP-Produktes zu erhöhen, soll nach der MAP-Wäsche eine Siebanlage installiert werden.

9. Literatur

- [1] Heinzmann, B. (2001): Options for P-recovery from Waßmannsdorf bio-P wwtp, Berlin. Implications for wwtp operation and phosphorus recovery potential at different locations in the bio-P and sludge treatment process. Proceedings of the Second International Conference on Recovery of Phosphates from Sewage and Animal Wastes. Noordwijkerhout, Netherlands.
- [2] Stumpf, D.; Freudenberg, N.; Heinzmann, B. und Kraume, M. (2009): Optimierung der MAP-Kristallisation und Abtrennung aus Faulschlamm in einem Airlift-Schlaufenreaktor zur P-Rückgewinnung. In: Sammelband 13. Bremer Colloquium Produktionsintegrierte Wasser- /Abwassertechnik 2009 -

"Abwasser als Ressource!" - Kreislaufschließung, Energie- und Wertstoffrückgewinnung, 28.09.-29.09.2009, Bremen.

- [3] Ohlinger, K.N.; Young, T.M. and Schroeder, E.D. (1998): Predicting Struvite Formation in Digestion. *Water Research* Vol. 32, No. 12 pp. 3607 – 3614.
- [4] Sontheimer, H.; Spindler, P. and Rohmann, U. (1980): *Wasserchemie für Ingenieure*. ZfGW Verlag GmbH, Frankfurt/Main.
- [5] Regy, S.; Mangin, D.; Klein, J.P. and Lieto, J. (2002). Phosphate recovery by struvite precipitation in an stirred reactor. CEEP-Research report. CEEP - Centre Europeen d'Etudes des Polyphosphates.
- [6] Carstädt, U.; Frihmelt, V. und Gidarakos, E. (1999): Klärschlammkonditionierung mittels Elektrokoagulation. ATV Bundes- und Landesgruppentagung in Mainz, Battelle Ingenieurtechnik GmbH.
- [7] Merkblatt DWA-M 383 Kennwerte der Klärschlammmentwässerung (2008), DWA Regelwerk, Hennef.
- [8] Stumpf D.; Zhu H.; Heinzmann B. und Kraume M. (2008). Phosphorus Recovery in Aerated Systems by MAP Precipitation: Optimizing Operational Conditions. *Water Science & Technology*, Vol. 58, No. 10, pp. 1977-1983.
- [9] Paschedag, A. R. (2004): *CFD in der Verfahrenstechnik*, Kap. 10, Wiley-VCH Weinheim
- [10] DüMV (2003): *Verordnung über das Inverkehrbringen von Düngemitteln, Bodenhilfsstoffen, Kultursubstraten und Pflanzenhilfsmitteln (Düngemittelverordnung - DüMV) vom 26. November 2003*.
- [11] Klärschlammverordnung (1992): In der Fassung vom 15.4.1992, zuletzt geändert durch Düngemittelverordnung vom 26.11.2003; BGBl I 1992, 912.
- [12] Heinzmann, B. und Engel, G.: Stand der Phosphorrückgewinnung bei Kläranlagen mit biologischer Phosphorelimination der Berliner Wasserbetriebe. 75. Darmstädter Seminar – Abwassertechnik – Rückgewinnung von Phosphor aus Abwasser und Klärschlamm. Konzepte – Verfahren – Entwicklungen. Schriftenreihe WAR (Dezember 2005), S. 117 - 133.
- [13] Richards, R. and Johnston, A.E. (2001): Effectiveness of different precipitated phosphates as phosphorus sources for plants. A CEEP research project. CEEP - Centre Europeen d'Etudes des Polyphosphates.

- [14] Römer, W. (2006):vergleichende Untersuchungen zur Pflanzenverfügbarkeit von Phosphat aus verschiedenen P-Recycling-Produkten im Keimpflanzenversuch. J. Plant Nutr. Soil Sci. 169, S. 826-832.

Anpassung der Nährstoffrückgewinnung auf Kläranlagen an den Bedarf der Landwirtschaft am Beispiel des Braunschweiger Abwassersystems

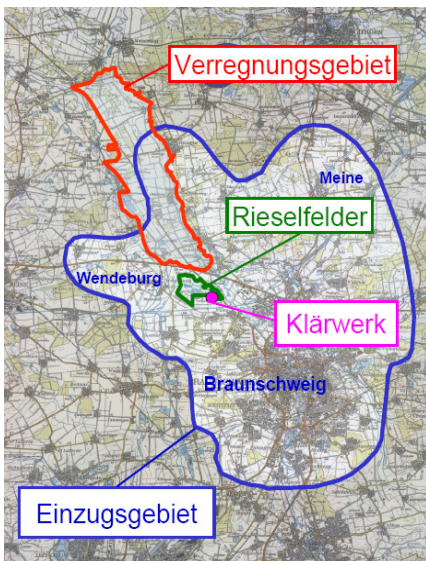
Daniel Klein, Thomas Dockhorn, Norbert Dichtl

Institut für Siedlungswasserwirtschaft, TU Braunschweig

1. Abwasserverwertung in Braunschweig

1.1 Einleitung

Die landwirtschaftliche Verwertung von gereinigtem Abwasser und Faulschlamm ist seit über 55 Jahren integraler Bestandteil des Abwasserreinigungskonzeptes in Braunschweig. Hierzu wurde 1954 der Abwasserverband Braunschweig (AVBS) gegründet, in dem unter anderem die an der Verregnung beteiligten Landwirte sowie die Stadt Braunschweig und einige der angrenzenden Gemeinden zusammengeschlossen sind.



Im Mittel werden etwa 2/3 des Ablaufs des Klärwerks Steinhof (KWS) ganzjährig auf den Flächen des AVBS (Verregnungsgebiet) verwertet. Das restliche Wasser wird im Rieselfeld nachgereinigt und daraufhin dem Vorfluter (Oker) zugeführt. Abbildung 1 zeigt die räumliche Situation.

Abbildung 1: Bestandteile des Braunschweiger Systems (nach [1], verändert)

Somit erfahren 100% des Kläranlagenablaufs eine Nachreinigung bzw. Nachnutzung. Dabei erfüllt die Qualität des gereinigten Abwassers bereits am Ablauf der Nachklärung

die Grenzwerte für Kläranlagen dieser Größenklasse. Verregnung und Rieselfeld bieten jedoch einen gewissen Puffer.

In der Vegetationsperiode wird ausgefauter Klärschlamm dem Beregnungswasser als Flüssigdünger zugemischt. Auf dem Klärwerk können dadurch Energie und Kosten, z.B. für Schlamm entwässerung und -entsorgung, eingespart werden. Die Landwirte des Verbandsgebietes hingegen können mineralische Dünger durch die Klärschlammverregnung substituieren und somit ebenfalls Kosten sparen. In den Wintermonaten außerhalb der Vegetationsperiode wird der Schlamm entwässert, gelagert und außerhalb des Verbandsgebietes verwertet.

1.2 Bilanzierung und Bewertung der Abwasserverwertung

Die landwirtschaftliche Verwertung des gereinigten Abwassers ist im Jahresverlauf sehr unterschiedlich. In Abbildung 2 ist der Jahresgang der Abwasserverregnung im Verbandsgebiet dargestellt.

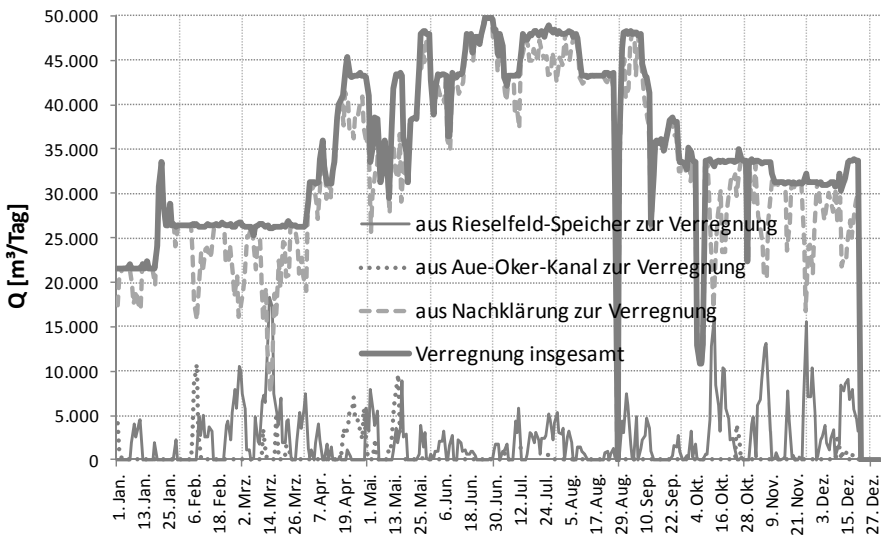


Abbildung 2: Jahresgang der Abwasserverregnung

Im Sommer werden bis zu 85% des gesamten anfallenden Abwassers (50-60.000 m³/d, je nach Jahr) der Verregnung zugeführt, wohingegen im Winter nur etwa 50%

verregnet werden – aufgrund der Vegetationsruhe dient dieses Wasser vorrangig der Grundwasseranreicherung. Ein Großteil des Beregnungswassers stammt direkt aus der Nachklärung; teilweise wird auch im Rieselfeldsystem zwischengespeichertes Wasser bzw. Wasser aus dem Ableitungskanal des Rieselfeldes der Verregnung zugeführt, das qualitativ dem Ablauf der Nachklärung ähnelt. Da hinsichtlich der N- und P-Konzentrationen im gereinigten Wasser die üblichen Grenzwerte eingehalten werden, sind die über die Flüssigphase insgesamt ins Verregnungsgebiet aufgebrauchten Nährstofffrachten eher gering, insbesondere für Phosphor. Der Großteil der aufgebrauchten Nährstoffe stammt aus dem während der Vegetationsperiode zugemischten Klärschlamm. Abbildung 3 zeigt die kumulativen Frachten der Nährstoffaufbringung für das Jahr 2010.

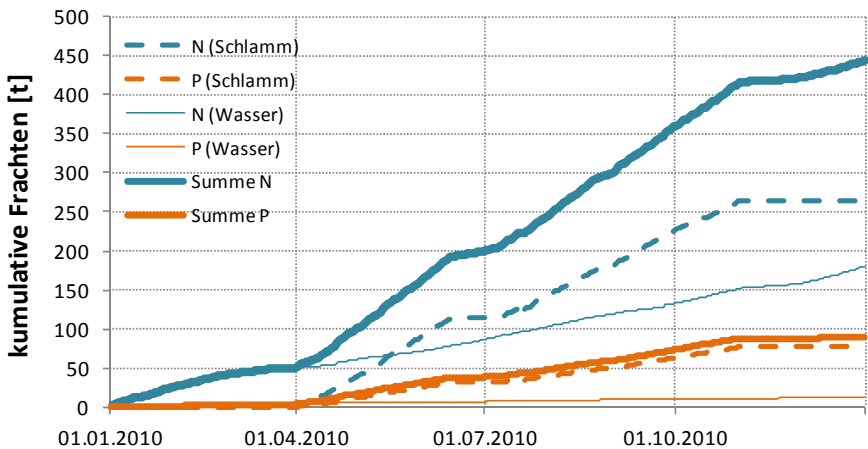


Abbildung 3: Kumulative N- und P-Frachten zur Abwasserverregnung

Der Einfluss der Klärschlammzumischung auf die Gesamtfrachten ist aus dem Anstieg der Summenkurven (ca. 1. April) bis zum Ende der Vegetationsperiode im November deutlich zu erkennen. Die zwischenzeitliche Abflachung in der Jahresmitte ergibt sich aus der kurzzeitigen Einstellung der Klärschlammverregnung vor der Getreideerntezeit.

In der Summe wurden im Jahre 2010 etwa 440 t N und 90 t P landwirtschaftlich genutzt, wovon etwa 60% des N und 85% des P aus dem Klärschlamm stammen. In der folgenden Tabelle 1 sind diese Frachten dem gesamten Nährstoffpotential (Zulauf der Kläranlage) gegenübergestellt.

Tabelle 1: Bandbreite der Zu- und Abauffrachten der Nährstoffe N und P auf dem KWS

	N	P
Zulauf KWS	1.400 – 1.500 t/a	220 – 240 t/a
Ablauf KWS Wasser	270 – 330 t/a	20 – 25 t/a
davon verregnet	160 – 180 t/a	10 – 12 t/a
Ablauf KWS Schlamm	550 – 650 t/a	180 – 200 t/a
davon verregnet	270 – 300 t/a	ca. 80 t/a

Insgesamt werden somit bereits 30-35% des Stickstoffes und 40% des Phosphors einer Nutzung als Dünger im Verbandsgebiet zugeführt; hinzu kommt die Verwendung des im Winter entwässerten Schlammes auf externen Flächen.

Steigerung der Recyclingquote

Aus Tabelle 1 ergibt sich ein Stickstoffverlust von 40-45% der Zulauffracht, der nach Nitrifi- und Denitrifikation als N_2 das System verlässt und somit nicht für eine Verwertung zur Verfügung steht. Eine Erhöhung der N-Recyclingquote wäre folglich durch eine Reduzierung bzw. Einstellung der Denitrifikation möglich. Auf Kosten eines erhöhten Energieverbrauchs für die Belüftung könnte somit die N-Konzentration im Ablauf erhöht werden, was für die Nährstoffversorgung des Verbandsgebiets positiv wäre, für das Rieselfeld jedoch eine zusätzliche Belastung bedeuten würde. Da die tatsächlichen Vorteile für die Landwirtschaft vermutlich eher gering sind, erscheint diese betriebliche Option letztlich wenig zielführend.

Im Gegensatz zu Stickstoff verlässt Phosphor nicht über die Gasphase das System. Über 90% des Nährstoffs werden im Schlamm fixiert und über Verregnung bzw. externe Nutzung letztlich vollständig einer Verwertung zugeführt, sodass eine weitere Steigerung der Recyclingquote kaum möglich ist.

Je nach Feldfrucht und Witterungsbedingungen wird eine Fläche etwa 4-10x jährlich beregnet und somit auch gedüngt. Da diese quasikontinuierliche Nährstoffaufbringung gängigen Düngepraktiken widerspricht und die Landwirte des Verbandsgebiets weiterhin mineralische Dünger verwenden müssen liegt die Frage nahe, inwiefern die auf diese Weise aufgebrachten Nährstoffe tatsächlich von den Pflanzen genutzt werden können. Die Optimierung des Nährstoffrecyclings ist somit weniger eine Frage der Recyclingquote insgesamt, sondern vielmehr eine Frage der zeitlich-zielgerichteten

Aufbringung. Die hierzu notwendige detaillierte Betrachtung der Landwirtschaft ist im folgenden Kapitel dargestellt.

2. Landwirtschaft im Verbandsgebiet

2.1 Theoretischer Nährstoffbedarf des Verbandsgebietes

Der zeitliche Verlauf des Nährstoffbedarfs im Verbandsgebiet ist die Basis zur Bewertung der Klärschlammverregnung und zur Ableitung von möglichen Optimierungsmaßnahmen. Die Anbaufläche des Verbandsgebietes liegt seit Jahren konstant bei etwa 2.700 ha. Etwa 1/3 dieser Fläche wird seit 2006 zum Anbau von Energiemais genutzt, der in der neu errichteten Biogasanlage verwertet wird. Weitere wesentliche Feldfrüchte sind Zuckerrüben, verschiedene Getreide (Roggen, Weizen) und Kartoffeln. Die Feldfrüchte mit ihren jeweiligen Flächenanteilen sind in Tabelle 2 aufgeführt. Die Anteile der einzelnen Feldfrüchte sind, abgesehen von der angesprochenen Erhöhung des Maisanteiles, über die letzten zwei Jahrzehnte weitgehend konstant.

Tabelle 2: Anbauflächen der Feldfrüchte im Verbandsgebiet

	Anbaufläche
Roggen	300 ha
Mais	850 ha
Zuckerrüben	400 ha
Andere	1.150 ha

Zur Bestimmung des Nährstoffbedarfs einzelner Feldfrüchte und ihrer üblichen Düngezeitpunkte wurden die Richtwerte der regionalen Landwirtschaftskammer sowie weitere Literaturangaben herangezogen [2,3,4]. Sowohl die absoluten Mengen als auch die empfohlenen Zeitpunkte sind jedoch stark von den spezifischen Bodeneigenschaften, den Witterungsbedingungen, den Ertragszielen und nicht zuletzt auch von der „Philosophie“ des jeweiligen Landwirts abhängig, sodass die Angaben nur als Richtwert angesehen werden können.

Hierauf basierend liegen die erforderlichen Stickstoffmengen im Mittel bei etwa 210 kg/ha für Mais, 140 kg/ha für Roggen, 160 kg/ha für Zuckerrüben und 190 kg/ha für die weiteren Feldfrüchte, wobei einige Empfehlungen obige Mittelwerte um bis zu 30% überschreiten. Die Aufbringung erfolgt in der Regel in zwei oder drei Düngungen und

widerspricht somit deutlich der „kontinuierlichen“ Düngung über die Verregnung. Der Jahresgang der P-Düngung ist vergleichbar; der spezifische Bedarf je ha Anbaufläche liegt bei etwa 80-100 kg P_2O_5 , entsprechend 35-45 kg reinem P, bei ähnlich großen Schwankungsbereichen. In der Summe ergibt sich folgender Bedarf von N und P im Verbandsgebiet (Abbildung 4).

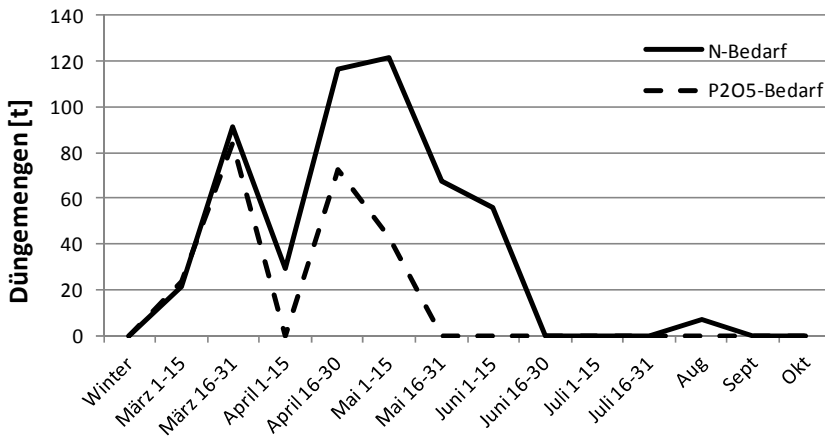


Abbildung 4: N- und P-Bedarf des Verbandsgebiets (2.700 ha, Literaturwerte)

Es wird deutlich, dass der Düngbedarf nahezu vollständig in die erste Jahreshälfte fällt, wohingegen im Sommer und Herbst theoretisch kaum noch Nährstoffe benötigt werden. Neben der Diskrepanz in der empfohlenen Düngehäufigkeit decken sich somit auch die optimalen Düngzeitpunkte nur teilweise mit der Nährstoffaufbringung über die Verregnung (vgl. Abbildung 3).

Zur Bewertung der Effizienz der Abwasser- und Schlammverregnung wird im Folgenden die tatsächliche Düng Praxis der Landwirte ausgewertet und dem theoretischen Bedarf gegenübergestellt.

2.2 Aktuelle Düng Praxis

Zusätzlich zur Verregnung werden verschiedene mineralische Dünger durch die Landwirte auf die Verregnungsflächen aufgebracht. Basierend auf den Schlagkarteien der Landwirte wurden Düngzeitpunkte, Menge und Art des Düngers erfasst und ausgewertet. Um ein repräsentatives Bild der tatsächlichen Düng Praxis zu erhalten, wurden verschiedene Jahre mit jeweils unterschiedlichen Vegetationsperioden

ausgewertet. In der folgenden Abbildung 5 sind die Jahresgänge der tatsächlichen Zudüngung am Beispiel Stickstoff für die in Tabelle 2 aufgeführten Feldfrüchte dargestellt.

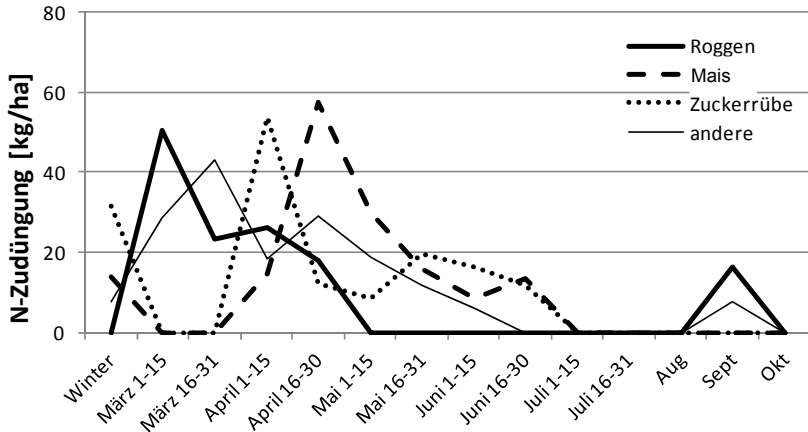


Abbildung 5: Jahresgänge der N-Aufbringung über mineralische Dünger, basierend auf den ausgewerteten Schlagkarteien

Im Prinzip spiegeln sich die Düngeempfehlungen (vgl. Summenkurve Abbildung 4) wider. Da die ausgewerteten Schlagkarteien aus verschiedenen Jahren stammen, sind die Kurven jedoch deutlich geglättet. Die Düngeempfehlung, im Sommer und im Herbst kaum noch Nährstoffe auf die Felder zu bringen (vgl. Kapitel 2.1), wird durch die tatsächliche Düngepraxis bestätigt.

2.3 Bewertung der Verregnung

Aus den vorherigen Betrachtungen wird deutlich, dass insbesondere im Sommer und Herbst Stickstoff und Phosphor über die Verregnung auf die Flächen des Abwasserverbandes aufgebracht werden, wofür gemäß Düngeempfehlungen und realer Düngepraxis ab ca. Mitte Juni keine Notwendigkeit besteht. In Abbildung 6 ist dieser Zusammenhang am Beispiel Stickstoff dargestellt, da die angesprochene Diskrepanz im Wesentlichen diesen Nährstoff betrifft.

Teilweise werden die im Sommer und Herbst aufgebrachten Nährstoffe über den Zwischenfruchtanbau (auf ca. 25% des Gebietes) fixiert; diese Nährstoffe stehen bedarfsgerecht zur nächsten Vegetationsperiode zur Verfügung. In der Summe können

jedoch die Düngegaben über die Verregnung nicht vollständig angerechnet werden, was auch durch den zahlenmäßigen Vergleich der über Verregnung und Zudüngung insgesamt aufgebrauchten Mengen mit dem theoretischen Bedarf bestätigt wird.

Für Phosphor ist diese Bilanz annähernd ausgeglichen, da dieser Nährstoff im Boden gespeichert werden kann.

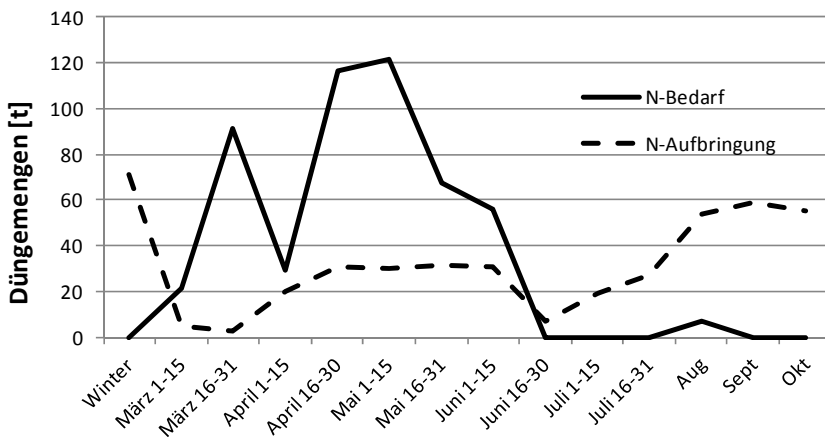


Abbildung 6: Zeitlicher Verlauf von N-Bedarf und N-Aufbringung über die Verregnung

Für Stickstoff hingegen ergibt sich ein merklicher Überschuss. Die im Folgenden dargestellten Optimierungskonzepte beziehen sich somit schwerpunktmäßig auf diesen Nährstoff. Die Überschüsse können jedoch nicht genau zahlenmäßig erfasst werden, da alle Berechnungen zwangsweise von Mittelwerten ausgehen müssen und Faktoren wie jahreszeitliche Dynamiken, Witterungsbedingungen, Ertragsziele, die Fixierung in Zwischenfrüchten sowie individuelle Strategien hierbei nicht berücksichtigt werden können.

Die vorhandenen Stickstoffüberschüsse werden im Boden mineralisiert und verlassen somit als N_2 das System. Boden- und Grundwasseranalysen bestätigen, dass es zu keiner Anreicherung bzw. Verlagerung von überschüssigem Stickstoff kommt. Wenngleich die Überschüsse somit nicht zu einer Umweltbelastung führen ist es aus ökonomischen Gründen sowie im Sinne des Ressourcenschutzes dennoch zielführend, diese Verluste weitgehend zu minimieren.

3. Konzepte zur Optimierung der landwirtschaftlichen Verwertung

3.1 Optionen zur Änderung der Verregnungspraxis

Aus (ressourcen-)ökonomischer Sicht können die überschüssig aufgebrauchten Stickstofffrachten als Verluste betrachtet werden, die es durch entsprechende Optimierungskonzepte zu minimieren gilt. Eine – theoretisch mögliche – Option zur Senkung der N-Verluste wäre die vollständige Einstellung der Verregnung und der damit verbundenen Nährstoffaufbringung. Zur Sicherung der landwirtschaftlichen Produktion ist es jedoch unbestritten, dass die leichten Böden im Umland von Braunschweig eine sommerliche Beregnung erfordern, sodass im Falle der Einstellung der Verregnung Grundwasser eingesetzt werden müsste. Abgesehen vom Ressourcenschutz sprechen insbesondere die negativen Rückwirkungen auf das Rieselfeld – das ja in diesem Falle mit dem vollständigen Kläranlagenablauf beschickt werden müsste –, auf die Oker sowie auf das weitere Reinigungssystem gegen eine Einstellung der Verregnung. Zudem ist die Infrastruktur zur Abwasserverregnung vorhanden und die Vorgehensweise etabliert.

Zur Verminderung der Verluste käme demzufolge eine Senkung der Ablaufkonzentrationen – also eine Steigerung der Reinigungsleistung des Klärwerks – in Frage, was jedoch im Bezug auf behördliche Grenzwerte nicht notwendig und mutmaßlich auch wirtschaftlich nicht umsetzbar ist. Zudem würden die Verluste teilweise nur in Richtung Nitrifikation und Denitrifikation verschoben.

Es ist somit sinnvoll, mögliche Verluste in Kauf zu nehmen und die Verregnung von gereinigtem Abwasser wie gehabt weiter zu betreiben.

3.2 Mögliche Einstellung der Faulschlammverregnung

Da über die sommerliche Faulschlammverregnung die wesentlichen Nährstoffmengen aufgebracht werden, wäre deren Einstellung einer der wesentlichen Schritte zur Optimierung der Nährstoffkreisläufe. Im Zuge rechtlicher Einschränkungen bei der landwirtschaftlichen Klärschlammverwertung [5,6] wäre diese Vorgehensweise möglicherweise ohnehin notwendig, sodass sich diese Maßnahme – abgesehen vom Ressourcenschutz – auch auf die Zukunftssicherheit des Systems insgesamt positiv auswirken kann. Der anfallende Faulschlamm müsste somit auch im Sommer entwässert und (extern) verwertet werden (vgl. Kapitel 4).

Bei einer ganzjährigen Entwässerung entsteht eine entsprechende Menge an Prozesswasser, das sich für ein gezieltes Nährstoffrecycling anbietet. Im Folgenden werden hierzu mögliche Verfahrensvarianten untersucht und bewertet. Da im Verbandsgebiet der direkte Bedarf an Nährstoffen bzw. Düngemitteln gegeben ist, ist

es anzustreben, dass die bei diesen Recyclingverfahren entstehenden Produkte hohe Nährstoffkonzentrationen enthalten, speicherbar und als Dünger nutzbar sind. Die Einstellung der Faulschlammverregnung hätte somit – abgesehen von der grundlegenden Senkung der Verluste im Verbandsgebiet – einen doppelten Nutzen. Die Wirtschaftlichkeit der Verfahren muss jedoch ebenfalls gegeben sein.

Wenngleich der Fokus der Optimierungsmaßnahmen im Braunschweiger System auf Stickstoff liegt ist es ohne Zweifel sinnvoll, auch eine gezielte Phosphorrückgewinnung in Erwägung zu ziehen, da dieser Nährstoff eine endliche und essentielle Ressource darstellt. Im Folgenden wird daher untersucht, ob und unter welchen Bedingungen eine Magnesium-Ammonium-Phosphat-(MAP)-Fällung und eine Ammoniakstrippung grundsätzlich auf dem Klärwerk Steinhof integriert und inwiefern die entstehenden Produkte im Verbandsgebiet eingesetzt werden können.

3.3 Optionen zur Behandlung des Zentratwassers

3.3.1 MAP-Fällung

Die Rückgewinnung von Phosphor als Magnesium-Ammonium-Phosphat (MAP) wird bereits großtechnisch auf verschiedenen Klärwerken eingesetzt [7]. Unter Einsatz von Mg^{2+} als Fällmittel kann Phosphor quantitativ aus dem Prozesswasser entfernt werden, dabei wird ein geringer Anteil des gelösten Ammoniums gemäß der Stöchiometrie ebenfalls in das MAP eingebaut. Voraussetzung für die Fällung ist ein pH von 9,5, der über die Dosierung von NaOH eingestellt wird. Das entstehende MAP kann als Dünger verwendet werden.

Eingangsdaten

Die mittleren Zentratwassermengen auf dem KWS betragen während der Entwässerungsperioden im Winter 600 m³/d bei einem Ausgangs-pH von 8,0. Die PO₄-P-Konzentration liegt im Mittel bei 160 mg/L (Jahresfracht etwa 35 t); die NH₄-N-Konzentration bei 1.090 mg/L (Jahresfracht ca. 240 t).

Da die Faulschlammengen im Jahresverlauf nur geringe Schwankungen aufweisen kann davon ausgegangen werden, dass Menge und Eigenschaften des Zentrates bei der geplanten ganzjährigen Entwässerung den obigen Werten entsprechen. Zusammengefasst ergeben sich somit folgende Eingangsdaten für die MAP-Fällung (Tabelle 3).

Tabelle 3: Wesentliche Eingangsdaten für die MAP-Fällung

Zentratwasseranfall	600 m³/d (220.000 m³/a)
PO ₄ -P	160 mg/L
NH ₄ -N	1.090 mg/L
pH	8,0
Erwartete MAP-Produktion	277 t/a

Kosten und Erlöse der MAP-Fällung

Die MAP-Fällstufe besteht im Wesentlichen aus einem Zentrat-Zwischenspeicher, um Schwankungen im Zentratanfall ausgleichen zu können, einem Fällungs- und einem Flockungsreaktor sowie einem Absetzbecken. Das abgezogene MAP wird in einer Zentrifuge entwässert.

Basis der folgenden Kostenbetrachtung sind die spezifischen Baukosten (in €/m³ Behältervolumen) der wesentlichen Reaktoren und Anlagenteile. Diese Vorgehensweise ermöglicht eine dynamische Betrachtung in Abhängigkeit der erforderlichen Volumina. Als Kostenreferenz wurde unter anderem eine Vorplanung für eine MAP-Fällung auf dem KWS aus dem Jahre 2005 herangezogen. Die Kosten für die Maschinentechnik, EMSR und sonstigen Kosten wurden prozentual auf die Baukosten bezogen. Es ergibt sich eine Investitionssumme von ca. 600.000 €.

Ein weiterer wesentlicher Kostenfaktor neben den Baukosten sind die Betriebsmittel, im Falle der MAP-Fällung NaOH zur Einstellung des erforderlichen pH-Wertes sowie eine Mg²⁺-Quelle als Fällmittel. Der Wert des produzierten MAP wird – basierend auf dem Düngerwert der erhaltenen Elemente N, P und Mg – mit 440 €/t angesetzt. Darüber hinaus werden die Kosten angerechnet, die auf dem KWS anfallen würden, wenn das Zentrat ganzjährig als Rückbelastung in die biologische Stufe des KWS zurückgeführt werden würde.

Mit einem einheitlichen Abschreibungszeitraum von 12 Jahren und einem Zins von 4,5% ergeben sich folgende Jahreskosten der MAP-Fällung (Tabelle 4).

Tabelle 4: Jahreskosten und -erlöse der MAP-Fällung

Invest	66.000 €/a
Personal+Wartung	30.000 €/a
NaOH	92.000 €/a
MgO	45.500 €/a
Energie	7.500 €/a
MAP-Erlöse	-122.000 €/a
Eingesparte Reinigungskosten	-223.000 €/a
Jahreskosten netto	-104.000 €/a

Die MAP-Fällung ist somit unter den angenommenen Rahmenbedingungen (Einstellung der landwirtschaftlichen Klärschlammverwertung) als wirtschaftlich zu betrachten. Ein wesentlicher Punkt ist hierbei die direkte Nutzung des MAP in der Landwirtschaft im Verbandsgebiet, da nur so der Düngerwert von 440 €/t angesetzt werden kann. Bei einer externen Vermarktung des MAP wären die aktuell erzielbaren Erlöse deutlich geringer, sodass sich der zu erwartende Jahresüberschuss von gut 100.000 € nahezu vollständig ausgleichen würde. Es ist noch zu überprüfen und mit den Landwirten abzustimmen, unter welchen Bedingungen (z.B. auf welchen Flächen bzw. für welche Feldfrüchte) das MAP als Substitution für entsprechende mineralische Dünger eingesetzt werden kann.

Optionen zur Optimierung der MAP-Fällung

Die Wirtschaftlichkeit der Fällung könnte insbesondere durch Einsparungen bei den Betriebsmitteln verbessert werden. Bei einer pH-Wert-Anhebung durch eine CO₂-Ausstrippung zur Reduzierung der NaOH-Dosierung könnten Kosten im Bereich von etwa 20.000 €/a eingespart werden. Das Netto-Einsparpotential dieser Variante ist in Relation zur NaOH-Einsparung von ca. 90.000 €/a (vgl. Tabelle 4) jedoch vergleichsweise gering, da bei den durch die Ausstrippung erreichbaren pH-Werten keine vollständige Fällung des P als MAP möglich ist. Die Rückbelastung zur Biologie ist somit höher, die Erlöse aus der MAP-Nutzung geringer.

3.3.2 *NH₃-Strippung*

Die Fixierung von Stickstoff als Ammoniumsulfat ist eine Möglichkeit, diesen Nährstoff aus dem Abwasser (bzw. aus entsprechenden Abwasserteilströmen wie dem Zentratwasser) zu eliminieren und in eine düngewirksame, speicherbare Form zu überführen. Hierdurch erhöht sich zudem die Recyclingquote insgesamt, da das im Zentrat enthaltene N weitgehend fixiert und nicht biologisch zu N₂ abgebaut wird, was bei der Rückführung des Zentrates in die Biologie der Fall wäre. Durch die verringerte Rückbelastung können zudem – analog zur MAP-Fällung – Reinigungskosten auf dem Klärwerk eingespart werden.

Kosten und Erlöse der NH₃-Strippung

Die Investitionssumme sowie der Wartungs- und Betriebsaufwand der Strippung wurden aus einer bestehenden Anlage vergleichbarer Größenordnung ermittelt. Demgemäß beläuft sich die Gesamtinvestition auf 930.000 €. Für die Jahreskosten wurden ebenfalls eine Abschreibungsdauer von 12 a und ein Zinssatz von 4,5% angenommen. Als weitere Kostenfaktoren sind wiederum die Betriebsmittel aufzuführen, in diesem Fall NaOH zur Anhebung des pH-Wertes und zum Austreiben des Stickstoffs als NH₃ sowie H₂SO₄ zur anschließenden Fixierung von N als Ammoniumsulfat (NH₄)₂SO₄. Der Düngewert des anfallenden Ammoniumsulfats beträgt etwa 100 €/t, vorwiegend bedingt durch den enthaltenen Stickstoff. Die Einsparungen durch die verringerte (Stickstoff-)Rückbelastung der biologischen Stufe betragen annähernd 400.000 €/a (Tabelle 5).

Tabelle 5: Jahreskosten und -erlöse der NH₃-Strippung

Invest	101.000 €/a
Personal+Wartung	87.000 €/a
NaOH	270.000 €/a
H ₂ SO ₄	94.000 €/a
Energie	98.000 €/a
Erlöse Ammoniumsulfat	-192.000 €/a
Eingesparte Reinigungskosten	-395.000 €/a
Jahreskosten netto	63.000 €/a

Auch unter Berücksichtigung der hohen Einsparungen ist die NH_3 -Strippung momentan nicht wirtschaftlich darstellbar. Dennoch ist das Verfahren aufgrund der deutlichen Entlastung des Klärwerksbetriebes und der Bereitstellung von Düngemitteln als ein wesentlicher Bestandteil des zukünftigen Abwasserrecyclingsystems zu betrachten (vgl. Kapitel 4).

In Kombination mit der MAP-Fällung ist in Summe die Wirtschaftlichkeit gegeben. Wird die NH_3 -Strippung nach der MAP-Fällung eingesetzt, können zudem Kosten für die Anhebung des pH-Wertes eingespart werden, da der Eingangs-pH in diesem Fall bereits 9,5 anstelle von 8,0 beträgt, wodurch der Laugeneinsatz sinkt.

4. Fazit und Ausblick

Im Rahmen der Studie konnte gezeigt werden, dass die derzeitige Nährstoffaufbringung durch die kombinierte Abwasser/Faulschlammverregnung noch optimiert werden kann. Zur bestmöglichen Ausnutzung der aufgebrachten Nährstoffe ist es wichtig, Beregnung und Nährstoffaufbringung – also die Düngung – zu trennen. Aus der Einstellung der Faulschlammverregnung ergibt sich die Notwendigkeit, die anfallenden Schlämme ganzjährig zu entwässern, woraus sich wiederum die Möglichkeit ableitet, Nährstoffe gezielt aus dem Zentratwasser rückzugewinnen.

Der kombinierte Einsatz von MAP-Fällung und Ammoniakstrippung zur Zentratwasserbehandlung ist unter den gegebenen Umständen wirtschaftlich durchführbar. Es entstehen Produkte, die unabhängig vom Verregnungswasser punktuell zum optimalen Zeitpunkt als Dünger eingesetzt werden können und somit – im Idealfall 1:1 – mineralische Dünger substituieren. Die Nutzung im Verbandsgebiet ist aufgrund der erzielbaren Einsparungen ein wesentlicher Bestandteil des Konzeptes. Eine entsprechende Abstimmung mit den Landwirten und ggf. vertragliche Regelungen zu Düngemittelabnahme und -Preisen müssen noch vorgenommen werden.

In diesem Zusammenhang ist zudem zu evaluieren, inwiefern – und zu welchen Konditionen – der nun zusätzlich anfallende, entwässerte Klärschlamm verwertet werden kann. Nach Einstellung der Klärschlammverregnung wäre ebenfalls eine Nutzung innerhalb des Verbandsgebietes möglich und aufgrund der bodenverbessernden Eigenschaften sowie der enthaltenen Nährstoffe vorteilhaft. Hierzu sind ebenfalls noch entsprechende Abstimmungen vorzunehmen. Ein mögliches Verbot der landwirtschaftlichen Nutzung hingegen würde gänzlich andere Verwertungs- bzw. Entsorgungswege erfordern.

Insbesondere auch vor diesem Hintergrund sind die Rückgewinnungsverfahren als positiv zu bewerten, da hierdurch ein Nährstoffrecycling unabhängig von der landwirtschaftlichen Klärschlammnutzung möglich ist. Hinsichtlich der Zukunftsfähigkeit

des Systems ist zudem herauszustellen, dass die Landwirte durch die Verfügbarkeit von MAP und $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ teilweise unabhängig von den starken Schwankungen des Düngemittelmarkts und den zur Zeit stetig steigenden Preisen sind. Die Schließung von Stoffkreisläufen auf lokaler Ebene ist ein wichtiger Beitrag zum Ressourcenschutz, wobei in diesem Zusammenhang insbesondere die Endlichkeit der P-Lagerstätten und der hohe Energieeinsatz zur Produktion von N-Düngern hervorzuheben ist. Schließlich kann die Kläranlage durch die Rückgewinnung von MAP und Ammoniumsulfat dauerhaft entlastet werden, was hinsichtlich zukünftiger Entwicklungen ebenfalls von Vorteil ist.

Die vorgestellten Maßnahmen zur Optimierung des Braunschweiger Abwasserrecyclingsystems sind somit ein ökonomisch wie ökologisch sinnvoller Beitrag zum Schutz wertvoller Ressourcen.

5. Quellen

- [1] Abwasserverband Braunschweig, <http://www.abwasserverband-bs.de/Verband/Gebiet/gebiet.html>
- [2] Landwirtschaftskammer Niedersachsen (2009): Düngeempfehlungen Stickstoff – Getreide, Raps, Hackfrüchte; http://www.lufa-nord-west.de/data/documents/Downloads/IFB/Nmin__Empfehlungen_zur_N-Duengung.pdf
- [3] Finck, A. (2007): Pflanzenernährung und Düngung in Stichworten 6. Auflage; Bornträger, Berlin
- [4] Schilling, G. (2000): Pflanzenernährung und Düngung; UTB für Wissenschaft, Ulmer-Verlag, Stuttgart
- [5] 2. Arbeitsentwurf zur Novelle der AbfKlärV; Stand 20.08.2010
- [6] Vorträge zur BMU-Expertentagung über Ziele und Inhalte einer Novelle der Klärschlammverordnung (12/2006); <http://www.bmu.de/abfallwirtschaft/doc/38103.php>
- [7] UBA (2007): Rückgewinnung eines schadstofffreien, mineralischen Kombinationsdüngers „MAP“ aus Abwasser und Klärschlamm, Text 25/07. Verfügbar über <http://www.umweltdaten.de/publikationen/fpdf-l/3256.pdf>

Autoren

Daniel Klein
Thomas Dockhorn
Norbert Dichtl
Institut für Siedlungswasserwirtschaft
TU Braunschweig
Pockelsstr. 2a
38106 Braunschweig
Tel.: 0531-391-7936
Fax: 0531-391-7947
d.klein@tu-bs.de
<https://www.tu-braunschweig.de/isww/>

Entwicklung eines integrierten Landmanagements durch nachhaltige Wasser- und Stoffnutzung in Nordostdeutschland (ELaN)

Gunnar Lischeid, Institut für Landschaftswasserhaushalt, Leibniz-Zentrum für Agrarlandschaftsforschung, Müncheberg, Deutschland; und Institut für Erd- und Umweltwissenschaften, Universität Potsdam, Deutschland

Uta Steinhardt, Hochschule für Nachhaltige Entwicklung Eberswalde, Deutschland

Martina Schäfer, Zentrum für Technik und Gesellschaft, Technische Universität Berlin, Deutschland

Timothy Moss, Leibniz-Institut für Regionalentwicklung und Strukturplanung, Erkner, Deutschland

Benjamin Nölting, Zentrum für Technik und Gesellschaft, Technische Universität Berlin, Deutschland; und Hochschule für Nachhaltige Entwicklung Eberswalde, Deutschland

Abstract

Innerhalb Deutschlands stellt der Nordosten eine der trockensten Regionen dar. Im Zuge des Klimawandels wird sich diese Situation eines angespannten Wasserhaushaltes vermutlich weiter verschärfen. Gleichzeitig sind in dieser Region große Unterschiede hinsichtlich der Besiedlungsdichte und der entsprechenden Wasser- und Stoffströme zu beobachten: von der größten Stadt Deutschlands, Berlin, bis zu einem der am dünnsten besiedelten Landkreise Deutschlands, der Uckermark, ca. 100 km weiter nordöstlich. Politik, Behörden und Wissenschaft stehen vor der Aufgabe, für diese Landschaft integrierte Konzepte zu entwickeln, die eine ökonomisch und ökologisch sowie sozial nachhaltige Wertschöpfung bei knappen Wasserressourcen erlauben.

Das vom Bundesministerium für Bildung und Forschung finanzierte Verbundvorhaben **ELaN** (Entwicklung eines integrierten Landmanagements durch nachhaltige Wasser- und Stoffnutzung in Nordostdeutschland) will hierzu Beiträge leisten. Diese betreffen einerseits die Nachnutzung von gereinigtem Abwasser (Klarwasser) zur Bewässerung, die Ausnutzung der darin enthaltenen Nährstoffe und des mikrobiologischen Abbaus von organischen Schadstoffen im Boden sowie die Wertschöpfung durch Biomasseanbau für stoffliche und energetische Nutzung auf wiedervernässten oder

langjährig kontaminierten Standorten. Andererseits müssen solche Änderungen der Landnutzung und der Aufbau alternativer Wertschöpfungsketten mit alternativen Betreiber- und Finanzmodellen von entsprechenden sozioökonomischen Begleitmaßnahmen bis hin zu angepassten institutionellen Arrangements begleitet werden. Schließlich werden diese Aktivitäten in ein inter- und transdisziplinäres Forschungsdesign mit entsprechenden Methoden der Wissensintegration eingebettet, um die Umsetzung der Ergebnisse zu sichern und die Verwertung inner- und außerhalb der Region zu stärken.

1. Herausforderungen für eine nachhaltige Wasser- und Stoffnutzung in Nordostdeutschland

In Nordostdeutschland spitzen sich viele der Herausforderungen, denen sich Deutschland zu stellen hat, besonders zu. Aufgrund der niedrigen Jahresniederschläge, der vorherrschenden leichten Böden und der trockenen, warmen Sommer mit hoher Evapotranspiration weist diese Region im innerdeutschen Vergleich schon jetzt sehr niedrige Grundwasserneubildungsraten und eine oft angespannte Wasserversorgung landwirtschaftlicher Kulturen auf. Diese Situation wird sich nach den Abschätzungen regionaler Klimamodelle in den nächsten Jahren weiter verschärfen [1]. Tatsächlich sind bereits seit 30 Jahren in großen Teilen Brandenburgs sinkende Grundwasserstände und trocken fallende Seen und Feuchtgebiete zu beobachten [2]. Dies bedeutet nicht nur den Verlust wertvoller Feuchtbiotope, sondern darüber hinaus auch die Mineralisierung der Torfe und damit die Freisetzung großer Mengen von CO₂ [3, 4, 5].

Andererseits stehen im Großraum Berlin große Wassermengen als gereinigtes Abwasser zur Verfügung. Im Jahr 2009 wurden von den Berliner Wasserbetrieben 227 Mio. m³ Wasser aufbereitet und abgegeben. Dies entspricht rechnerisch der fast der dreifachen Menge der natürlichen Grundwasserneubildung auf einer Fläche von der Größe der Stadt Berlin. Diese Wassermenge macht 14% des Jahresabflusses der Havel am Pegel Ketzin im Unterstrom der Stadt Berlin aus. Trotz flächenhaft vorhandener dritter Reinigungsstufe sind die damit verbundenen Nährstoffeinträge in die Gewässer nicht zu vernachlässigen [6]. Dazu kommen steigende Konzentrationen von Pharmazeutika, kosmetischen Inhaltsstoffen (Personal Care Products) und sonstiger endokrin wirksamer Substanzen, die trotz Aufbereitung nach dem Stand der Technik in physiologisch wirksamen Konzentrationen fast ubiquitär in den größeren Fließgewässern der Industriestaaten nachzuweisen sind [7, 8].

Andererseits wird weltweit zunehmend gereinigtes Abwasser (Klarwasser) zur Stabilisierung des Wasserhaushaltes und zur Nutzung der darin enthaltenen

Nährstoffe auf landwirtschaftlich nutzbaren Flächen ausgebracht [9, 10, 11]. Alternativ kann damit der Wasserhaushalt von Feuchtgebieten [12] oder Flüssen [13] gestützt werden. Aufgrund der geringen Besiedlungsdichte und des damit einhergehenden geringen Abwasseraufkommens in Brandenburg kann dies dort jedoch nur für einzelne Feuchtgebietsflächen in den Niederungen relevant sein.

Die hohe biologische Aktivität in humusreichen Oberböden kann zu einem verstärkten Abbau organischer Schadstoffe im Zuge einer Nachreinigung von Klarwasser genutzt werden [14]. Die mit Klarwasser beaufschlagten Böden ließen sich weiterhin landwirtschaftlich nutzen. Auch für vernässte und kontaminierte Standorte stellt die Produktion von Agrarholz für die energetische Nutzung eine ökonomisch tragfähige Option dar [15, 16, 17].

In der Entwicklung und dem Export entsprechender Verfahren, die höchsten Umweltstandards genügen, wird ein großes Potential für die deutsche Wirtschaft gesehen [18]. Allerdings liegen dazu aus Deutschland kaum Erfahrungen vor. Gesetzgeber und Genehmigungsbehörden verweisen auf unzureichende Daten über die langfristige Kontamination von Boden und Grundwasser der mit Klarwasser beaufschlagten Standorte. Insbesondere über neuartige anthropogene Stoffe gemäß Wasserrahmenrichtlinie und der integralen Wirkung von Stoffgemischen im Boden ist nur sehr wenig bekannt. Dies gilt auch für einige prioritäre Stoffe gemäß Wasserrahmenrichtlinie.

Abwasser stellt aber auch eine Ressource hinsichtlich der Nährstoffversorgung landwirtschaftlicher Kulturen dar. So lässt sich aus dem Klärschlamm ein toxikologisch unbedenklicher und leicht pflanzenverfügbare Dünger gewinnen. Dazu liegen bereits erste Erfahrungen aus Berliner Kläranlagen vor [19, 20, 21]. Schließlich stellt auch Urin aus häuslichen Abwässern einen effektiven Stickstoff-, Kalium- und Phosphor-Dünger dar [22, 23]. Dazu ist allerdings eine separate Erfassung des Urins erforderlich, wie sie die Berliner Wasserbetriebe derzeit erproben. Die hygienischen Risiken werden als hoch angesehen [24], allerdings liegen dazu bisher kaum Daten, insbesondere zum Verhalten im Boden, vor [25].

Schließlich steht die Region vor großen ökonomischen und sozialen Herausforderungen. Von der Metropole Berlin über den hauptstadtnahen Landkreis Barnim bis zum extrem dünn besiedelten Landkreis Uckermark spannt sich ein steiler Gradient der Nutzungs- und Belastungsintensität, der wirtschaftlichen Leistungskraft, der demographischen Entwicklung und der Stadt-Land-Verflechtung auf. Mit dem zum Teil drastischen Bevölkerungsrückgang in den ländlichen Regionen Brandenburgs verschärfen sich diese Unterschiede noch. Dies erfordert neue Konzepte der Daseinsvorsorge im Bereich Wasserver- und Entsorgung sowie die Etablierung

alternativer Wertschöpfungsketten im ländlichen Raum. Momentan wird ein großes Potential in dem Ausbau der Gewinnung von Bioenergie gesehen.

Spätestens seit dem von der World Commission on Environment and Development [26] veröffentlichten Konzept ist die Notwendigkeit, menschliches Handeln unter dem Aspekt der Nachhaltigkeit zu bewerten, unbestritten. Gleichzeitig unterstreicht dieser Bericht auch die Dringlichkeit der Implementierung systemischer Lösungen. Entsprechend werden in der Region Berlin-Brandenburg verschiedene Aspekte der Nutzung der Ressourcen Land, Wasser und Pflanzennährstoffe diskutiert.

2. Zielstellung des Verbundprojektes ELaN

Das Verbundvorhaben **ELaN** wird im Rahmen des Förderschwerpunktes „Nachhaltiges Landmanagement“ vom Bundesministerium für Bildung und Forschung finanziert. Der Förderschwerpunkt ist Bestandteil des BMBF-Rahmenprogramms „Forschung für nachhaltige Entwicklungen“ (FONA).

Ziel des Verbundvorhabens **ELaN** ist die beispielhafte partizipative Entwicklung einer systemischen Lösung für ein nachhaltiges Landmanagement in der Region Berlin-Barnim-Uckermark durch die Verknüpfung technologischer, organisatorischer und sozioökonomischer Innovationen und die Integration bisher unverbundener Aspekte (Abwassernutzung, Ökologie von Feuchtgebieten, Eutrophierung von Fließgewässern, Energiepflanzenproduktion, regionale Wertschöpfungsketten). Dabei werden die maßgeblichen Akteure einbezogen, konkurrierende Nutzungsansprüche abgestimmt, innovative Wertschöpfungsnetze und passende Betreibermodelle entwickelt, und es erfolgt eine Anpassung der institutionellen Rahmenbedingungen. Zunächst werden für zwei sogenannte „Flächenbausteine“ teilräumliche Modelllösungen entwickelt und erprobt. Hier wird auf lokaler Ebene die Anwendung der innovativen Abwassertechnologien und Landnutzungsformen untersucht und erprobt. Als Flächenbausteine sind die Standorte Hobrechtsfelde mit den ehemaligen Rieselfeldern im peri-urbanen Raum der Metropole Berlin und Biesenbrow in der Randow-Welse-Niederung an der ruralen Peripherie Nordost-Brandenburgs ausgewählt worden. Auf dieser Grundlage wird anschließend für die gesamte Untersuchungsregion eine Systemlösung für ein integriertes Wasser-, Stoff- und Landmanagement erarbeitet.

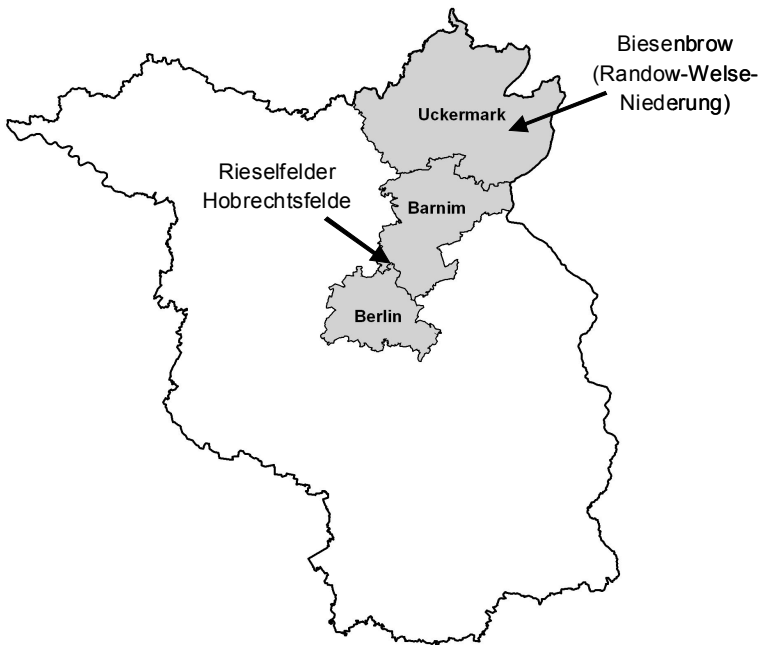


Abbildung 1: Untersuchungsregion Berlin-Brandenburg

3. Projektstruktur

An dem Verbundvorhaben sind 12 Zuwendungsempfänger sowie zahlreiche weitere Partner und Unterauftragnehmer aus der Region beteiligt. Das Gesamtvorhaben gliedert sich in 15 verschiedene Teilprojekte, die zu vier Themenbereichen zusammengefasst sind (Abb. 2).



Abbildung 2: Die vier Themenbereiche des Verbundvorhabens

Im Themenbereich 1 „Wasser- und Stoffhaushalt“ werden die technologischen, hydrologischen und toxikologischen Fragen zur Nutzung gereinigten Abwassers und zum Nährstoffrecycling bearbeitet. Im Themenbereich 2 „Landnutzung“ wird herausgearbeitet, welche Formen nachhaltiger Landnutzung anschlussfähig bzw. kompatibel sind mit den Abwassernutzungstechnologien, z.B. der Wiedervernässung degradierter Standorte und verschiedene standortgerechte Formen des Anbaus von Energiepflanzen. Die Einbettung dieser veränderten Wasser-, Stoff- und Landnutzungsformen erfordert regionsspezifische Kenntnisse über die Eignung und Anpassungsfähigkeit der ökonomischen, institutionellen, infrastrukturellen, raumplanerischen und politischen Rahmenbedingungen, die im Themenbereich 3 „Sozioökonomische Steuerung“ bearbeitet werden. Hier wird untersucht, wie die in den

Modell- und Systemlösungen vorgeschlagenen Nutzungsänderungen in verschiedenen gesellschaftlichen Bereichen sowie auf unterschiedlichen Ebenen unterstützt werden können.

Solche ganzheitlichen Ansätze können nur konzipiert werden, wenn Schnittstellen zwischen den verschiedenen Disziplinen, Problembereichen sowie zwischen Wissenschaft und Praxis geschaffen werden. Dies ist Aufgabe des Themenbereichs 4 „Wissensintegration“. Das Wissensmanagement wird methodisch-konzeptionell durch innovative Methoden angeleitet und gesteuert (z.B. Konstellationsanalyse [27], Szenariomethode [28], 3D-Visualisierung) . Eine Verstetigung der Ergebnisse ist nur dann realisierbar, wenn Lösungsansätze von Beginn an gemeinsam mit regionalen Stakeholdern entwickelt und die wissenschaftlichen Erkenntnisse intensiv mit ihnen sowie weiteren Akteuren und Betroffenen diskutiert und abgestimmt werden.

4. Vorgehensweise

Aufgrund der expliziten Problem- und Anwendungsorientierung und des konkreten Bezugs auf die Region und ihre Akteure lassen sich die angestrebten Projektergebnisse differenzieren nach wissenschaftlichen und praktischen Ergebnissen, die sich gegenseitig stützen.

4.1 Wissenschaftliche Fragestellungen

- Entwicklung wissenschaftlich abgesicherter technischer, wirtschaftlicher, politischer und sozialer Innovationen für die Nutzung von gereinigtem Abwasser (Klarwasser), die Wiedergewinnung von Nährstoffen und nachhaltige landwirtschaftliche Produktionsformen, u. a. zur Erzeugung von Biomasse für erneuerbare Energien;
- Interdisziplinäre Integration ingenieur-, natur- und sozialwissenschaftlicher Wissensbestände zur Thematik;
- Weiterentwicklung des methodischen Instrumentariums zum transdisziplinären Einbezug von Praxiswissen in die Entwicklung von Handlungsstrategien;
- Entwicklung und Erprobung innovativer, integrativer Forschungsansätze für ein nachhaltiges Abwasser-, Stoff- und Landmanagement in unterschiedlichen räumlichen Kontexten;
- Verknüpfung der Innovationen zu lokalen Modelllösungen und, aufbauend auf die Evaluation der Ergebnisse aus den Flächenbausteinen, ihre Weiterentwicklung zu einer systemischen Gesamtlösung für die

Untersuchungsregion unter Berücksichtigung sich verändernder Stadt-Land-Verhältnisse;

- Abschätzung der regionalen und überregionalen Übertragbarkeit der entwickelten Lösungen und Formulierung genereller Technologie- und Strategieelemente.

4.2 Praktische Ergebnisse und Umsetzung

- Erprobung, Optimierung und Verstetigung der entwickelten Modelllösungen auf den Flächenbausteinen in Hobrechtsfelde und in der Randow-Welse-Niederung;
- Evaluation der praktischen Umsetzungserfahrungen mit den flächenbezogenen Modelllösungen und ihre Berücksichtigung bei der Entwicklung einer regionalen, gesellschaftlich robusten Systemlösung sowie entsprechender sozioökonomischer Steuerungsstrategien;
- Erschließen von regionalen Synergien und Vermeidung von Reibungsverlusten durch die Kooperation mit Stakeholdern aus den Handlungsfeldern Abwasserentsorgung, Landwirtschaft (Energiepflanzen und Lebensmittel), Naturschutz und Energieproduktion und mit Betroffenen aus Stadt und Land;
- Regionalspezifische Optimierung der vorgeschlagenen Lösungen durch den Einsatz partizipativer Methoden und die Erhöhung ihrer Akzeptanz bei Betroffenen durch Öffentlichkeitsarbeit;
- Vereinbarung mit Praxisakteuren zu Verantwortlichkeiten und Arbeitsschritten hinsichtlich der Umsetzung von Strategiebausteinen der systemischen Gesamtlösung sowie deren wissenschaftliche Begleitung und Unterstützung.

5. Ausblick

Das Verbundvorhaben **ELaN** wird die eingangs beschriebenen Probleme nicht flächendeckend lösen können. Es kann aber sehr wohl Beiträge für einen interdisziplinären systemischen Lösungsansatz liefern, der auf umfangreiche Vorarbeiten in zahlreichen Einzelstudien aufbaut. In der Zusammenführung dieser Vorarbeiten, und, vielleicht noch wichtiger, der Zusammenführung von persönlicher Expertise und Akteuren aus den unterschiedlichen Bereichen wird ein großes Potential gesehen. Generell ist davon auszugehen, dass Wissenschaft und Technologie-Entwicklung zukünftig wesentlich stärker interdisziplinär ausgerichtet sein müssen und

sich zunehmend stärker den gesellschaftlichen Herausforderungen auf vielen verschiedenen Ebenen gleichzeitig stellen müssen.

6. Literatur

- [1] Gerstengarbe, F.-W., Badeck, F., Hattermann, F., Krysanova, V., Lahmer, W., Lasch, P., Stock, M., Suckow, F., Wechsung, F., Werner, P.C. (2003): Studie zur klimatischen Entwicklung im Land Brandenburg bis 2055 und deren Auswirkungen auf den Wasserhaushalt, die Forst- und Landwirtschaft sowie die Ableitung erster Perspektiven. PIK Report Nr. 83, Potsdam Institut für Klimafolgenforschung, Potsdam
- [2] Landesumweltamt Brandenburg (2009): Umweltdaten Brandenburg 2008/09. Potsdam
- [3] Moore, T.R., Roulet, N.T., Waddington, J.M. (1998): Carbon cycling - Uncertainties in predicting the effect of climatic change on the carbon cycling of Canadian peatlands. *Climatic Change* 40: 229-245
- [4] Schreader, C.P., Rouse, W.R., Griffis, T.J. (1998): Carbon dioxide fluxes in a northern fen during a hot, dry summer. *Global Biogeochemical Cycles* 12 (4): 729-740
- [5] Roulet, N.T. (2000): Peatlands, carbon storage, greenhouse gases, and the Kyoto protocol: prospects and significance for Canada. *Wetlands* 20: 605-615
- [6] Behrendt, H., Bachor, A. (1998): Point and diffuse load of nutrients to the Baltic Sea by river basins of north east Germany (Mecklenburg-Vorpommern). *Water Science and Technology* 38(10): 147-155
- [7] Daughton, C.G. (2004) Non-regulated water contaminants: emerging research. *Environmental Impact Assessment Review*. 24 (7-8): 711-732
- [8] Ternes, T.A., Siegrist, H., Joss, A. (2006): Vorkommen und Herkunft von Arzneistoffen in Fließgewässern. In: Frimmel, F.H., Müller, M.B. (eds.): *Heil-Lasten*. Springer
- [9] Hamilton, A.J., Stagnitti, F., Xiong, X., Kreidl, S.L., Benke, K.K., Maher, P. (2007): Wastewater Irrigation: The State of Play. *Vadose Zone J.* 6: 823-840
- [10] Asano, T., Cotruvo, J.A. (2004): Groundwater recharge with reclaimed municipal wastewater: health and regulatory considerations. *Water Res.* 38: 1941-1951
- [11] Angelikas A.N., Marecos Do Monte, M.H.F., Bontoux, L., Asano, T. (1999): The status of wastewater reuse practise in the mediterranean basin: need for guidelines. *Water Res.* 33, 2201-2217

- [12] Ronkanen, A.-K., Tähtinen, P., Kløve B. (2005): Purification efficiency and dimensioning of wetlands constructed on peatlands in Northern Finland. WETPOL 2005, Ghent, Belgium, 5-9 September 2005
- [13] Sasa, J, Vila-Escale, A, Maza, A., Folch, M., Huertas, E., Salgot, M. (2009): Water quality discharges from the constructed wetlands in the Besos River bed. 3rd Wetland Pollution Dynamics and Control - WETPOL 2009 – Barcelona. Abstracts: 47-48
- [14] Ternes, T. A., Bonerz, M., Herrmann, N., Teiser, B. und Andersen, H. R. (2007). Irrigation of treated wastewater in Braunschweig, Germany: An option to remove pharmaceuticals and musk fragrances. *Chemosphere* 66(5), 894-904
- [15] Wissenschaftlicher Beirat Agrarpolitik (WBA) 2007: Nutzung von Biomasse zur Energiegewinnung. http://www.bmelv.de/cln_045/nn_751706/SharedDocs/downloads/14-WirUeberUns/Beiraete/Agrarpolitik/GutachtenWBA,templateId=raw,property=publicationFile.pdf/GutachtenWBA.pdf
- [16] Wissenschaftlicher Beirat der Bundesregierung Globale Umweltveränderungen (WBGU) 2008: Zukunftsfähige Bioenergie und nachhaltige Landnutzung. http://www.wbgu.de/wbgu_jg2008.pdf
- [17] Reeg, T., Bemman, A., Konold, W., Murach, D., Spiecker, H. (Hrsg.) 2009: Anbau und Nutzung von Bäumen auf landwirtschaftlichen Flächen. Wiley-VCH-Verlag Weinheim
- [18] Partzsch, L. (2007): Nachhaltige innovative Wasserwirtschaft – deutsche Governance-Strukturen im internationalen Vergleich. ifo-Schnelldienst 18/2007: 16-26
- [19] Heinzmann, B. (2005): Phosphorus recycling in sewage treatment plants with biological phosphorus removal. *Water Sci Technol* 52: 543-548
- [20] Heinzmann, B., Engel, G. (2005): Stand der Phosphorrückgewinnung bei Kläranlagen mit biologischer Phosphorelimination der Berliner Wasserbetriebe, 75. Darmstädter Seminar, Schriftenreihe WAR 167, Darmstadt 2005
- [21] Kern, J., Heinzmann, B., Lengemann, A. (2008): Rohstoffquelle Klärschlamm. DLG-Mitteilungen 3/2008: 26-29
- [22] Lange, J., Otterpohl, R., Steger-Hartmann, T. (2000): Abwasser. Handbuch zu einer zukunftsfähigen Wasserwirtschaft. Donauesschingen-Pföhren, Mall-Beton-Verlag
- [23] Muskulus, A. (2008) Anthropogenic plant nutrients as fertiliser. Dissertation. Berlin. Humboldt Universität

- [24] Londong, J. (2008): Neuartige Sanitärsysteme. Begriffe, Stoffströme, Behandlung von Schwarz-, Braun-, Gelb-, Grau- und Regenwasser, Stoffliche Nutzung. Bauhausuniversität Weimar und DWA. Weimar
- [25] Winkler, M. (2009): Pharmaceutical residues in urine and potential risks related to usage as fertiliser in agriculture. Hamburger Berichte zur Siedlungswasserwirtschaft, Band 67, Technische Universität Hamburg-Harburg
- [26] World Commission on Environment and Development (1987): Our Common Future. Report of the World Commission on Environment and Development. Published as Annex to General Assembly document A/42/427, Development and International Cooperation: Environment August 2, 1987
- [27] Schön, S., Kruse, S., Meister, M., Nölting, B., Ohlhorst, D. (2007): Handbuch Konstellationsanalyse. Ein interdisziplinäres Brückenkonzept für die Nachhaltigkeits-, Innovations- und Technikforschung. München: oekom Verlag.
- [28] Weis, M., Hülemeyer, K., Bender, O., Börst, U., Flacke, J., Glawion, R.; Löffler, J., Steinhardt, U., Zepp, M.: Dynamik berücksichtigen – Akzeptanz schaffen: Eine neue Methode zur Entwicklung von Landschaftsleitbildern. In: Natur und Landschaft (eingereicht).

Autoren

G. Lischeid
 Leibniz-Zentrum für Agrarlandschaftsforschung e.V.
 Institut für Landschaftswasserhaushalt
 Eberswalder Straße 84
 15374 Müncheberg
 Tel.: 033432-82-300
 Fax: 033432-82-301
lischeid@zalf.de
www.zalf.de

M. Schäfer, B. Nölting
 Technische Universität Berlin
 Zentrum für Technik und Gesellschaft
 Hardenbergstr. 16-18
 10623 Berlin
 Tel.: 030-314-26854, 030-314-26368
schaefer@ztg.tu-berlin.de, noelting@ztg.tu-berlin.de
www.tu-berlin.de

U. Steinhardt, B. Nölting
Hochschule für Nachhaltige Entwicklung Eberswalde (FH)
Friedrich-Ebert-Straße 28
16225 Eberswalde
Tel.: 03334-657306, 03334-65-7335
usteinhardt@hnee.de, bnoelting@hnee.de
www.hnee.de

T. Moss
Leibniz-Institut für Regionalentwicklung und Strukturplanung e.V. (IRS)
Flakenstraße 28-31
15537 Erkner
Tel.: 03362-793-185
mosst@irs-net.de
www.irs-net.de

Dezentrale Schwarz- und Grauwasserbehandlung am Beispiel des mongolisch-deutschen Modellquartiers ECO CITY „Berlin“ in Ulaanbaatar, Mongolei

M. Wett, Süddeutsche Abwasserreinigungs-Ingenieur GmbH, Ulm

R. Erlbeck, R. Trosse, Gesellschaft für internationale Zusammenarbeit (giz),
Ulaanbaatar, Mongolei

Abstract

Das mongolisch-deutsche Pilotprojekt ECO CITY „Berlin“ wird vom Deutschen Bundesministerium für Wirtschaftliche Zusammenarbeit und Entwicklung (BMZ) im Rahmen des TZ Programms „Integrierte Stadtentwicklung“ gefördert. Als Teil des „New Development Programs“ der mongolischen Regierung wird das Ziel verfolgt, im Rahmen einer Politik-, Fach-, und Prozessberatung die Steuerungs- und Managementkompetenz für eine energieeffiziente und umweltgerechte Stadtentwicklung unter Beteiligung der mongolischen Privatwirtschaft zu stärken. Hintergrund ist der mit 60% als immens zu bezeichnende Verstädterungsgrad der Mongolei mit weiterhin zunehmender Migration nach Ulaanbaatar. Das energieeffiziente Modellquartier ECO CITY „Berlin“ möchte als Leuchtturmprojekt auf 72,5 Hektar modellhaft zeigen, wie eine zeitgemäße, nach ökologischen, sozialen und wirtschaftlichen Grundsätzen ausgerichtete Siedlungsstruktur für 17.000 Einwohner aussehen kann. Beispielhaft soll im Rahmen des ECO-CITY Projektes demonstriert werden, wie diese Zielsetzung technisch zu realisieren ist. Die hierbei gewonnenen Erfahrungen sollen auf andere Projekte übertragen werden.

1. Einleitung – Basics zum Projekt

1.1 Ausgangssituation im globalen und lokalen Kontext

Weltweit tragen Städte zu 67% zum Weltenergieverbrauch bei und sind für 71% des weltweiten Kohlendioxidausstoßes verantwortlich. Deshalb ist es dringend erforderlich, durch Energieeinsparmaßnahmen und den Einsatz erneuerbarer Energien die Folgen des Klimawandels zu mildern.

Der Verstädterungsgrad der Mongolei liegt derzeit bei 60% mit einer zunehmenden Migration nach Ulaanbaatar. In Ulaanbaatar herrscht ein großes Wohnraumdefizit für untere Einkommensschichten. Die Kapazität zur Bereitstellung von Heizenergie sowie Elektrizitäts- und Wasserver- und -entsorgung sind am Rande ihrer Leistungsfähigkeit. Insgesamt leben in der Hauptstadt Ulaanbaatar rund zwei Drittel der Bevölkerung in „Ger-Vierteln“, die zu 50% aus Jurten, der traditionellen Behausung der Nomaden, bestehen und zu 50% aus Häusern, die weder an die Fernwärme noch an die Kanalisation angeschlossen sind.

Die Verwendung von Kohle zum Kochen und Heizen in den Ger-Vierteln, die Emissionen der Heizkraftwerke, die hohe Verkehrsbelastung und ungünstige geographische Lage führen vor allem in den Wintermonaten zu hoher Luftverschmutzung und starken Kontamination der Böden und des Grundwassers. Dies führt in der Bevölkerung oftmals zu Erkrankungen der Atemwege. Zudem erhöht das unzureichende Abwassermanagement die Zahl der Durchfall- und Hauterkrankungen sowie Hepatitis.

Die Nachfrage nach energieeffizienten Gebäuden steigt stetig an, die Umsetzung scheitert jedoch an veralteten Baustandards, subventionierten Tarifen und fehlendem technischen Know-how. Erfahrungen mit der Verwendung energieeffizienter Technologien sind nicht vorhanden.

Das durch die giz aufgelegte Programm „Integrierte Stadtentwicklung“ konzentriert sich im Bereich Ulaanbaatar auf energie- und kosteneffiziente Neubaumaßnahmen sowie die Sanierung von Gebäuden, umweltfreundliche Ger-Entwicklung, berufliche Aus- und Weiterbildung im Bausektor, Entwicklung von Konzepten zur Lufteinhaltung, Entwicklung eines Bewertungssystems zur Energieeffizienz und Umweltfreundlichkeit von Gebäuden und Analyse ökologischer Baustoffe. Die Technologien orientieren sich an internationalen Standards entsprechend dem Stand der Technik.

Das energieeffiziente Modellquartier ECO CITY „Berlin“ wird mit dem Ministerium für Straßen, Transport, Bau- und Stadtentwicklung, der Stadtverwaltung von Ulaanbaatar und privaten Investoren der Bauwirtschaft durchgeführt. Es basiert auf ökologischen, sozialen und wirtschaftlichen Grundsätzen nachhaltiger Siedlungsplanung als Teil des „New Development Programs“ der mongolischen Regierung.

Die SAG-Ingenieure Ulm wurden für die Erarbeitung einer verfahrenstechnischen Lösung für den Bereich Abwasserableitung, -reinigung und Grauwasserbereitstellung beauftragt.

1.2 Örtliche Gegebenheiten

Das Areal der geplanten ECO-CITY für die energie- und kosteneffizienten Neubauten umfasst eine Gesamtfläche von 72,5 ha für 17.000 Einwohner mit 4.250 Wohneinheiten im Knan-Uul Destrikt, 9 Khoroo in Ulaanbaatar.



Abbildung 1: Baufeld der ECO-CITY vor Baubeginn

Als städtebauliche Zielgröße soll die Einwohnerdichte 175 Personen/ha mit einer vorgesehenen Grünfläche von 55 m² pro Person betragen. In dem Areal gibt es keine Gewässer mit einer Grundwassertiefe von mehr als 6,5 m. Saisonal wie auch täglich gibt es extreme Temperaturunterschiede. Im Winter weist Ulaanbatar weltweit den höchsten Delta T Faktor von 60°C auf, d.h. eine Temperaturdifferenz zwischen Innenraum +20°C und im Außenbereich -40°C. Die Frosttiefe beträgt auf Kiesboden 3,8 m, in bindigen Böden oft mehr als 4 m.

Zudem ist das Wetter im Jahresvergleich sehr wechselhaft, vor allem die Regenfälle können von Jahr zu Jahr sehr unterschiedlich ausfallen (Jahresniederschlagshöhe beträgt nur rd. 190-210 mm/a).

1.3 Übergeordnete sozioökonomische und ökologische Ziele

Das Mongolisch-Deutsche Modellquartier ECO CITY „Berlin“ verfolgt als übergeordnetes Ziel die Stärkung der Steuerungs- und Managementkompetenz für eine energieeffiziente und umweltgerechte Stadtentwicklung unter Beteiligung der mongolischen Privatwirtschaft. Folgende Grundsätze nachhaltiger Planung werden verfolgt:

- sozial, kulturell und klimatisch angepasste Architektur
- Integration in die existierenden Ger-Gebiete
- Verbesserung der Lebensqualität und der Wohnsicherheit

- angepasst an die Topographie, verringerte Baukosten
- Gemischte Strukturen, Gewerbe - Wohnen
- „Stadt der kurzen Wege“
- Südorientierung aller Gebäude
- Berücksichtigung natürlicher landschaftlicher Gegebenheiten
- Verbesserung der Vegetation und des Wasserhaushalts
- Autonome Heizenergieversorgung und Warmwasseraufbereitung durch Solarthermie
- Eigene Trinkwasserversorgung und autonome Entsorgungs- bzw. Recycling vom Schwarzwasser



Abbildung 2: Übersichtslageplan ECO-CITY (Quelle: [4])

Das Projekt ECO CITY „Berlin“ wurde in mehrere Bauabschnitte gegliedert. Eine Gesamtübersicht des Projektes gibt die nebenstehende Übersichtskarte.

In einem 1. Bauabschnitt ist die Realisierung von ca. 71 Wohneinheiten (WE) mit einer Einwohnerzahl von rd. 302 EW ($47 \text{ WE} \cdot 4,5 \text{ Einwohner} + 24 \text{ WE} \cdot 2,5 \text{ Einwohner} + 30 \text{ Einwohner aus Kindergarten}$) vorgesehen.

Erste Musterhäuser wurden bereits erstellt und entwickelten sich zum „Mekka“ für Wohnungsbauwillige, Investoren, Wissenschaftler, Studenten und Politiker. Die verfolgten Ziele einer zu 60% solar gedeckten Heizenergiebedarfsdeckung konnte erreicht werden (entspricht $120 \text{ kWh/m}^2/\text{a}$ im Vergleich zu bisher üblichen $350 \text{ kWh/m}^2/\text{a}$).

1.4 Technische Ziele - Abwassermanagement

2014 wird in Ulaanbaatar die Nachfrage nach Trinkwasser die Trinkwasserreserven übersteigen (JICA-Rahmenplan für Ulaanbaatar, 2009). Um den Verbrauch des kostbaren Trinkwassers zu reduzieren, soll für das Abwassermanagement der ECO-CITY eine Schwarzwasserbehandlung eingeführt werden. So sollen mindestens 45% des verbrauchten Wassers wiederverwertet und für Spültoiletten, Waschmaschinen, Grünflächen, Gärten und die gezielte Umwandlung von Erosionsgräben als grüne Flure (green corridors) genutzt werden.

Für den ersten Bauabschnitt ist die Ableitung des Schwarzwassers der für diesen Bauabschnitt geplanten zwei Häuserzeilen (80 Wohnungseinheiten) zu einem zentralen Technikhaus vorgesehen, welcher auch die zentrale Heißwasser (Trinkwasser und Heizung) sowie Elektroversorgung umfasst. Dort soll das Schwarzwasser mechanisch vorgereinigt, gepuffert und anschließend biologisch gereinigt werden, um anschließend als Grauwasser wieder zurück zu den Wohneinheiten gepumpt zu werden.

Der Wasserverbrauch wurde auf 120 Liter pro Person pro Tag berechnet. Im Endausbauzustand des ECO CITY wird sich der tägliche Wasserverbrauch auf 1,2 Million Liter pro Tag belaufen, wobei bis zu 950.000 Litern Wasser täglich im Vergleich zu herkömmlichen Methoden infolge der Wiederverwertung des Abwassers eingespart werden sollen.

Für die Reinigungsleistung der Abwasserreinigung wird, entsprechend der Europäischen Badegewässerverordnung, ein hygienisierter Ablauf gefordert. Die Ablaufwerte der Abwasserreinigungsanlage richten sich nach den durch die Fachvereinigung Betriebs- und Regenwassernutzung e.v. (fbr) im Hinweisblatt H201 „Grauwasserrecycling“ formulierten Qualitätsanforderungen, welches für eine Wiederverwendung zu Spülzwecken in Toiletten vorgesehen ist.

Folgende Qualitätsziele für das aufbereitete Schwarzwasser wurden daher festgelegt:

BSB ₇ :	< 5 mg/l
Sauerstoffsättigung	> 50%
N:	< 12 mg/l
P:	< 2 mg/l
AFS:	< 1 mg/l
E. Coli:	< 2.000/100ml

Bei der Planung der Leitungsverlegung im Außenbereich zum Technikgebäude mussten die klimatischen Verhältnisse und Frosttiefen (Außentemperaturen -35°C) berücksichtigt werden.

Entscheidend war die Wahl einer unter den gegebenen klimatischen Verhältnisse funktionssicheren Abwasserableitung und Abwasserreinigung unter dauerhafter Einhaltung der geforderten Qualitätsziele für das aufbereitete Schwarz- und Grauwasser.

2. Dezentrale Behandlung häuslichen Abwassers

2.1 Definitionen

Zentrale, konventionelle Wasserver- und Abwasserentsorgungskonzepte in industrialisierten Ländern, die seit Jahrzehnten entwickelt und angewandt werden, sind aufgrund hoher Kosten, hohen Wasserverbrauchs und geringer Wiederverwendung nicht hinreichend nachhaltig. Verbreitung von Alternativen zum konventionellen Abwassersystem – Kleinkläranlage – ist deshalb aus ökologischer, ökonomischer und sozialer Sicht notwendig. Kleinkläranlagen kommen zum Einsatz, wenn ein Anschluss an die Kanalisation und somit eine Abwasserbehandlung in einer kommunalen Kläranlage aus technischen oder finanziellen Gründen nicht möglich ist.

Beim häuslichen Abwasser wird zwischen zwei Teilströmen unterschieden:

- Grauwasser

ist ein Teil des häuslichen Schmutzwassers, das frei von Fäkalien und hochbelastetem Küchenabwasser ist. Es ist der Abfluss von Bade- und Duschwanne, ggf. unter Einbezug von Waschtisch und Waschmaschine. In einem wassersparenden Haushalt entstehen in diesem Bereich täglich ca. 55-70 Liter Grauwasser pro Person.

- Schwarzwasser

Urin und Fäkalien mit und ohne Spülwasser, täglich ca. 35-50 Liter Schwarzwasser pro Person.

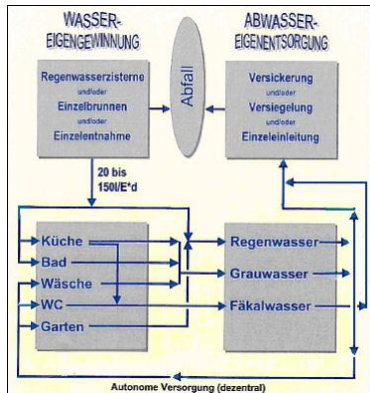


Abbildung 3: Autonome Versorgung (dezentral) [4; geändert]

Je nach Anwendungszweck werden die beiden Teilströme zusammen oder getrennt aufbereitet und wieder im Haushalt verwendet.

Aufbereitetes Grauwasser kann in folgenden Bereichen eingesetzt werden:

- Toilettenspülung
- Bewässerung
- Reinigungszwecke

Getrennt aufbereitetes Schwarzwasser kann in folgenden Bereichen eingesetzt werden:

- Bewässerung
- Landwirtschaftliche Verwertung als Düngemittel

2.2 Vergleich verschiedener Kleinkläranlagentypen

Als Grundlage zur Wahl einer geeigneten Kleinkläranlage sind verschiedene Anlagentypen und die zugrunde liegenden Verfahrenstechnik, wie in der folgenden Tabelle dargestellt, hinsichtlich ihrer Reinigungsleistung, Betriebssicherheit und Investitions- sowie Betriebskosten verglichen worden.

In Abhängigkeit der Nutzung des gereinigten Abwassers, z. B. als Beregnungswasser auf dem Grundstück ist die Belastung des Abwassers mit Krankheitserregern aus seuchenhygienischer Sicht zu minimieren. Aus diesem Grund und unter Berücksichtigung der Betriebssicherheit wurde das SBR-Verfahren mit nachgeschalteter UV-Anlagen und alternativ eine Durchlaufbelebungsanlage mit Membranbioreaktor als zu präferierende Verfahrenstechniken identifiziert.

Tabelle 1: Vergleichende Bewertung von Kleinkäranlagentypen (in Anlehnung an [2], ergänzt)

	Klassische Belebtschl- ammbiologie	Klassische TK-Anlagen	Festbett- biologie	SBR- biologie	Membran- biologie
Reinigungsleistung	+	+	+	+	++
Kohlenstoffabbau	+	+	+	+	++
Verhalten bei Stoßbelastung	++	--	--	++	++
Verhalten bei Stromausfall	O	-	O	O	O
Hygienisierung Ablauf	+ (+UV)	--	--	+ (+UV)	++
Platzbedarf	O	O	+	+	+
Wasserwiederverwendung	O	O	O	O	++
Wartungsaufwand	O	-	O	+	-
Investitionskosten	++	-	+	++	--
Betriebskosten	O	O	O	O	--
Innovationsgrad der Technologie	+	+	+	+	++

Legende:

++ Sehr gut; + Gut; o Befriedigend; o- Ausreichend; - Mangelhaft; -- ungenügend

3. Empfehlung des favorisierenden Kleinkläranlagentyps für das Projekt ECO CITY

Auf dem Markt für Kleinkläranlagen stehen, wie zuvor erläutert, verschiedene Systeme und damit verbunden auch verschiedene Hersteller zur Auswahl.

Als maßgebliche Kriterien, welche die Wahl des Abwasserreinigungssystems im vorliegenden Fall „Integrierte Stadtentwicklung Mongolei – Mongolisch-Deutsche Eco-City „Berlin“ in Ulaanbaatar“ beeinflusst, sind folgende zu nennen:

- 1.) Reinigung des anfallenden Abwassers gemäß den Anforderungen der EU-Badegewässerrichtlinie – was vor allem auf die Notwendigkeit der Hygienisierung des Abwassers abzielt
- 2.) Vorgabe zur Abwasserwiederverwendung
- 3.) Einsatz moderner Technologien im Zusammenhang mit dem entwicklungspolitischen Auftrag der giz
- 4.) Hohe Anlagenverfügbarkeit bei widrigsten Betriebsbedingungen im Winter

Wie der Vergleich der verschiedenen Klärsysteme sowie die zuvor genannten maßgeblichen Kriterien zur Bewertung der Verfahren zeigen, stellt die Membranfiltration bzw. das Membranbelebungsverfahren das zu empfehlende Klärsystem für den Anwendungsfall „Mongolische-Deutsche ECO-CITY“ dar. Die Abwasserwiederverwendung als Grauwasser gehört zu der maßgeblichen Vorgabe und bestimmt zu einem wesentlichen Teil die Wahl des Membranbelebungsverfahrens.

Wie dem Bericht zu entnehmen ist, sind in Deutschland für die Nutzung von mikrobiologisch gereinigtem Abwasser als Grauwasser scharfe Anforderungen an die Reinigungsleistung formuliert. Die Konzentration an Kohlenstoff ist auf einen Wert unter 5 mg/l (BSB₇) und die Konzentration an fäkalcoliformen Bakterien auf < 10 / 100 ml zu begrenzen.

Ziel dieser Anforderungen ist:

- 1.) den menschlichen Kontakt mit Krankheitskeimen maßgeblich zu vermeiden
- 2.) die Lagerfähigkeit des gereinigten Abwassers zu ermöglichen, um eine hohe Wiederverwendung zu erzielen
- 3.) eine Verkeimung des Rohrleitungssystems zu verhindern
- 4.) einen Komfortverlust durch Geruchsbelästigungen zu vermeiden

- 5.) eine einwandfreie Funktion von Armaturen durch Verhinderung von Ablagerungen zu gewährleisten

Konventionelle Klärsysteme wie klassische Belebungsanlagen ohne Membranfilter, Festbett-Anlagen, Tropfkörper- oder SBR-Anlagen sind nicht in der Lage einen feststofffreien Ablauf zu garantieren. Feststoffkonzentrationen von bis zu 30 mg/l sind hier möglich. Daher wird das Membranbelebungsverfahren bei der vergleichenden Bewertung der dezentralen Abwasserreinigungsverfahren in der Rubrik „Wasserwiederverwendung“, „Kohlenstoffelimination“ als einziges Verfahren mit "sehr gut" bewertet.

Eine Hygienisierung des Kläranlagenablaufs kann ebenso zuverlässig nur durch eine Membrananlage eingehalten werden, die durch einen physikalischen Rückhalt der Bakterien und im überwiegenden Teil von Viren eine weitgehende Hygienisierung garantiert. Dies gilt jedoch nicht für die anderen Abwasserreinigungssysteme, die den Einsatz einer UV-Lampe zur Desinfektion erfordern. Wie bekannt ist, können UV-Systeme keine Desinfektion garantieren, wenn Feststoffe, die unvermeidbar im Ablauf solcher Anlagen auftreten, die Transmission der UV-Strahlen behindern.

Die durch Membranbelebungsanlagen erzielte Hygienisierung des Ablaufs sowie hohe Reinigungsleistung führt in der Rubrik "Innovationsgrad" zu einer sehr guten Bewertung der Membrantechnik, die sogar den Einsatz in Kaarst- und Trinkwasserschutzgebieten ermöglicht.

Die hohe Reinigungsleistung der Membrantechnik und ein weitgehend hygienisierter Ablauf der Anlage haben den Ausschlag für die Wahl der Verfahrenstechnik gegeben. Darüber hinaus ist die Membrantechnik recht kompakt zu bauen und flexibler als andere Systeme, was eine erhöhte Zulaufbelastung betrifft.

Zusammenfassend ist festzuhalten, dass das Membranbelebungsverfahren (MBV) eine Wiederverwendung des geklärten Abwassers durch Hygienisierung desselbigen bei hoher betrieblicher Zuverlässigkeit ermöglicht. Die Reinigungsleistung bezogen auf alle relevanten Abwasserparameter (Kohlenstoff, Stickstoff und Phosphor) ist überdurchschnittlich. Überbelastungen der Anlage können besonders gut abgearbeitet und in einem gewissen Spektrum ggf. notwendige kapazitive Erweiterungen ohne bauliche Maßnahmen, durch Steigerung der Belebtschlammkonzentration, realisiert werden.

Eine auch in die Zukunft gerichtete Flexibilität der Anlagentechnik, der im vorliegenden Anwendungsfall hohe Priorität wegen der nicht eindeutig zu beschreibenden Abwasserbelastungssituation eingeräumt werden sollte, ist mit dem MBV in gewissem Umfang gegeben.

Im vorliegenden Anwendungsfall sind für eine hohe Anlagenverfügbarkeit ebenso wichtig wie Erfahrungen des Systemlieferanten bezüglich widriger Betriebsbedingungen. Vordergründig betrifft dies den für eine biologische Abwasserreinigung generell als kritisch anzusehenden Winterbetrieb.

4. Planerische Umsetzung ECO-CITY „Berlin“

4.1 Schwarz- und Grauwasserableitung

Die widrigen Witterungsbedingungen in Ulaanbaatar, mit Außentemperaturen von -40°C im Winter und Frosttiefen von rd. 4 m, machen hinsichtlich der Anbindung der Reihenhauszeilen an den Technikraum (Abwasserreinigung und Haustechnik) den Bau eines Ver- und Entsorgungskanals notwendig. Die Möglichkeit der Anordnung oberirdisch verlaufender Rohrleitungssysteme wurde verworfen. Die Erdverlegung der Rohrleitungen schien wegen der in diesem Fall im gesamten Rohrleitungsverlauf erforderlichen Rohrbegleitheizungen und der aufwändigen Schachtbauwerke, die für die Anbindung jedes einzelnen Gebäudes notwendig geworden wären, als nicht sinnvoll.

Die folgende Abbildung zeigt im Geländeschnitt den Verlauf des Ver- und Entsorgungskanals inkl. Einbindung in den zentralen Technikraum.

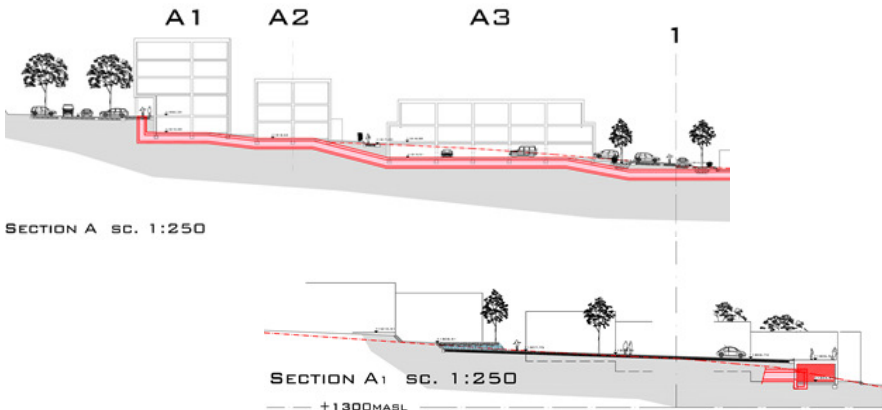


Abbildung 4: Geländeschnitt mit Verlauf des geplanten Ver- und Entsorgungskanals

Der Entsorgungskanal verläuft unter den beiden Häuserzeilen (A1-A7 und B1-B7) und ermöglicht in jedem Hausblock die Einbindung der Ver- und Entsorgungsleitungen in die Wohneinheiten. Vorzugsweise sollte die Einbindung im Bad- oder Küchenbereich erfolgen. In regelmäßigen Abständen sind Revisions- und Montageöffnungen vorzusehen, die durch die gewählten Abmessungen das nachträgliche Einführen von Rohrleitungen ermöglichen sollen.

Die geplanten Abmessungen des nicht begehbaren Ver- und Entsorgungskanals betragen für den Verlauf unter den Hausblöcken 1,80 m * 1,00 m (Lichtes Maß - Breite * Höhe). Für den Verlauf des Kanals zwischen den verschiedenen Hausblöcken soll die Höhe des Kanals auf ein minimal erforderliches Maß vermindert werden, so dass eventuell vorhandene Zwangspunkte mit z. B. Straßen- oder Geländeprofilverläufen entschärft werden können.

Die Schwarzwasserableitung ist im Freispiegelabfluss vorgesehen. Die Realisierung einer Unterdruckentwässerung wurde seitens der giz bereits in einem frühen Projektstadium als nicht wünschenswert verworfen.

Die Abwasserrohrleitung wird einen Nenndurchmesser von DN 150 aufweisen und wärmegeklämt sein. Durch die niedrigen Temperaturen im Winter wurde der Einsatz von wärmegeklämtten Kunststoffrohren aus Polyethylen empfohlen (PE-HD nach DIN 8074/75). Vorteilhaft sind PE-HD Rohre auch, weil diese relativ unempfindlich gegenüber sackenden Böden sind, wie dies im erdbebengefährdeten Gebiet Ulaanbaatar möglich erscheint. Eine Begleitheizung mit Frostwächter sollte im ersten Bauabschnitt, im Verlauf der Abwasserleitung zwischen den einzelnen Gebäudeblöcken, vorgesehen werden.

Das mikrobiologisch gereinigte und über die Membranfilter abgezogene Abwasser soll in einem Filtratspeicherbehälter für dessen Nutzung als Grauwasser zwischengespeichert werden. Für den Fall das der Anfall gereinigten Abwassers größer als der Bedarf an Grauwasser ist, sieht die Planung den automatischen Ablauf dieses überschüssigen Wasser in die kaskadierten Erosionsmulden vor. Die hierfür notwendige Leitung ist aus Frostschutzgründen mit einer Begleitheizung auszuführen und im Auslaufbereich (in Bereich der Erosionsmulde) in der Höhenlage derart anzuordnen, dass das gereinigte Abwasser im freien Ausfall in die Erosionsmulden einlaufen kann. Nur so kann der in den Wintermonaten zu erwartenden Gletscherbildung, die den Auslauf des gereinigten Abwassers behindern würde, begegnet werden.

4.2 Schwarz- und Grauwasseraufbereitung

Baumaßnahmen

Gemäß dem entwicklungspolitischen Auftrag der giz wurde bei der Planung der abwassertechnischen Anlage berücksichtigt, dass örtliche Industrie- und Handwerksfirmen in die Erstellung der abwassertechnischen Anlagen eingebunden werden können.

Aus diesem Grund ist der Bau von Zulaufspeicher sowie Denitrifikations- und Nitrifikationsbecken in Ortbetonbauweise bzw. alternativ in Mauerwerk mit Sperrputz vorgesehen. Filtrations-, Filtrat und Überschussschlammbehälter sind aus verfahrenstechnischen Überlegungen als PE-Behälter auszuführen.

Der Bau der Ver- und Entsorgungskanäle in Ortbetonbauweise kann ebenso von örtlichen Baufirmen durchgeführt werden.

Vorspeicher und Belebungsbecken können aus Stahlbeton oder in Mauerwerksbauweise erstellt werden. Der Pumpensumpf ist in Stahlbetonbauweise zu erstellen.

Der Technikraum sollte mit einem Bodenablauf sowie Frisch- und Brauchwasserversorgung ausgestattet sein.

Die folgende Abbildung zeigt die geplanten verfahrenstechnischen Stufen der Grau- und Schwarzwasseraufbereitung.

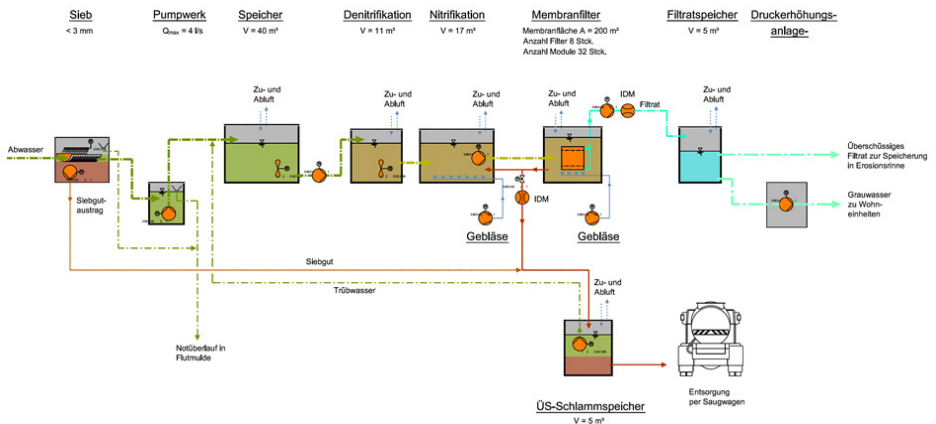


Abbildung 5: Verfahrensschema der geplanten Grau- und Schwarzwasserbehandlung

Die geplante Verfahrenstechnik gliedert sich in folgende Positionen:

Verfahrenstechnik

Die geplante Verfahrenstechnik die dem Verfahrens- und Aufstellungsschema im Plan Anhang II zu entnehmen ist, gliedert sich in die folgenden verfahrenstechnischen Stufen:

1. Feinsiebrechen mit Sandfang (ohne Fettfang)

Technische Daten: 1 mm Lochdurchmesser, Durchfluss max. 4 l/s

2. Vorlagepumpwerk mit Schneidradpumpen

Technische Daten: Abmessungen Pumpenschacht: Mindestnutzvolumen 0,36 m³; 2 Stck. Schneidradpumpen

3. Misch- und Ausgleichbecken

Technische Daten: bestehend aus bauseitigem Betonbecken, Zugänglich über Außenbereich (Schachtabdeckung), verbindenden Rohrleitungen und einem Tauchmotorrührwerk

4. Kaskadenbelebung

Technische Daten: bestehend aus bauseitigem Betonbecken, Zugänglich über Außenbereich (Schachtabdeckung); 2-stufig: Denitrifikation, Nitrifikation

5. Filtrationskammer

Technische Daten: PE-Behälter zur Innenaufstellung, geschlossen Konstruktion und umlaufendem Winkelrahmen aus U-Profil inkl. seitliche Montageöffnung zur Entnahme der Membranfilter im Revisionsfall; Nutzvolumen 5.000 Liter; ohne Isolierung und Verkleidung

6. Membranfilter

Technische Daten: Minimale Abwassertemperatur 8°C; organische Ultrafiltrationsmembran; Mittelwert: Bruttofluss 16 l/m²/h; Nettofluss 14 l/m²/h; Maximalwert: Bruttofluss 24 l/m²/h; Nettofluss 21 l/m²/h; erf. Membranfläche 160 m²

7. Filtratspeicher

Technische Daten: PE-Behälter zur Innenaufstellung, mit Revisionsöffnung in den Innenbereich des Technikraums; Nutzvolumen rd. 5.000 L Liter

8. Speicher Überschussschlamm

Technische Daten: PE-Behälter zur Innenaufstellung, mit Revisionsöffnung in den Innenbereich des Technikraums; Nutzvolumen rd. 5.000 Liter

Die Entsorgung von Siebgut und Überschussschlamm soll über einen Saugwagen erfolgen.

Konzept zur chemischen Membranreinigung

Bei der chemischen Membranreinigung stehen folgende Optionen zur Verfügung [3]:

1.) Einschicken der Membranfilter zum Hersteller

Dies ist die häufigste Variante, die derzeit weltweit beim Betrieb von dezentralen Membranbelebungsanlagen deutscher Produktion praktiziert wird. Bestandteil dieses Konzeptes ist, dass vor Ort ein weiterer Satz Membranfilter (Austauschfilter) vorgehalten wird. Sind die betriebenen Membranfilter zu reinigen, werden die eingebauten Filter ausgebaut, in bereitstehenden Behältern verpackt und zur Reinigung verschickt. Die Austauschfilter werden daraufhin eingesetzt und bis zur nächsten Reinigung betrieben. Der Aufwand für Ein- und Ausbau der Filter beträgt ca. ein Tag.

2.) Reinigung der Filter vor Ort

Für diese Variante ist ein Kooperationspartner vor Ort notwendig, der eigens geschultes Personal haben muss. Für die Reinigung der Membranfilter sind ein Reinigungsbehälter und diverse Betriebsmittel vorzuhalten. Jeder Filter wird einzeln zu reinigen sein, um den Weiterbetrieb der Anlage zu gewährleisten.

Bei der externen Reinigung, die auch eine Desinfektion der Membran gegen Biofouling beinhaltet, sollen die Membranen abwechselnd außen mit Permeat und mit Reinigungsmittel gespült werden.

Die chemische Membranreinigung gegen Biofouling auf der Membranoberfläche soll im In-situ-Verfahren im entleerten Filterbehälter durchgeführt werden. Hier erfolgt bei gefülltem Behälter mit einem oxidativen und ggf. anschließend mit einem sauren Reiniger das Ablösen der filtrationshemmenden Deckschicht durch das vollständige Eintauchen der Membranmodule und der periodischen Umwälzung des Reinigungsmittels feed- und filtratseitig.

Für eine externe Reinigung der Filter außerhalb der Anlage können die Filter einzeln, nacheinander durch eine seitliche Revisionsöffnung in der Filterkammer herausgehoben werden. Die In-Situ-Reinigung kann dann in einem separaten Behälter, bzw. im Austausch der Filter erfolgen.

Wartungs- und Revisionsarbeiten

Für die Wartung und Instandhaltung der abwassertechnischen Anlagen ist gemäß dem bildungspolitischen Auftrag der giz ein örtliches Unternehmen als Kooperationspartner zu gewinnen. Um einen hohen Qualitätsstandard bei der Wartung der Verfahrenstechnik zu gewährleisten soll der Lieferant der Verfahrenstechnik eine Schulung des örtlichen Personals in Deutschland vornehmen.

5. Zusammenfassung und weitere Vorgehensweise

Das energieeffiziente Modellquartier ECO CITY „Berlin“ möchte als Leuchtturmprojekt auf 72, 5 Hektar modellhaft zeigen, wie eine zeitgemäße, nach ökologischen, sozialen und wirtschaftlichen Grundsätzen ausgerichtete Siedlungsstruktur für 17.000 Einwohner aussehen kann.

Die SAG-Ingenieure Ulm wurden für die Erarbeitung einer verfahrenstechnischen Lösung für den Bereich Abwasserableitung, -reinigung und Grauwasserbereitstellung beauftragt.

Bei der Planung der Leitungsverlegung im Außenbereich zum Technikgebäude mussten die klimatischen Verhältnisse und Frosttiefen (Außentemperaturen -35°C) berücksichtigt werden.

Entscheidend war die Wahl einer unter den gegebenen klimatischen Verhältnisse funktionssicheren Abwasserableitung und Abwasserreinigung unter dauerhafter Einhaltung der geforderten Qualitätsziele für das aufbereitete Schwarz- und Grauwasser.

Als maßgebliche Kriterien, welche die Wahl des Abwasserreinigungssystems im vorliegenden Fall „Integrierte Stadtentwicklung Mongolei – Mongolisch-Deutsche Eco-City „Berlin“ in Ulaanbaatar“ beeinflusst haben, wurden folgende identifiziert:

- 1.) Reinigung des anfallenden Abwassers gemäß den Anforderungen der EU-Badegewässerrichtlinie – was vor allem auf die Notwendigkeit der Hygienisierung des Abwassers abzielt
- 2.) Vorgabe zur Abwasserwiederverwendung

- 3.) Einsatz moderner Technologien im Zusammenhang mit dem entwicklungspolitischen Auftrag der giz
- 4.) Hohe Anlagenverfügbarkeit bei widrigsten Betriebsbedingungen im Winter

Wie ein Vergleich der am Markt gängigen Klärsysteme sowie die zuvor genannten maßgeblichen Kriterien zur Bewertung der Verfahren zeigte, stellte die Membranfiltration bzw. das Membranbelebungsverfahren das zu empfehlende Klärsystem für den Anwendungsfall „Mongolische-Deutsche ECO-CITY“ dar.

Aufgrund der Größe der ECO CITY erwies sich eine dezentrale Grau- und/oder Schwarzwasserbehandlung in jedem einzelnen Mehrfamilienhaus für ökonomisch uninteressant. Daher wurde für den ersten Bauabschnitt ein zentraler Technikraum vorgesehen, in dem neben der Energieversorgung auch ein auf Membrantechnologie und nachfolgender UV-Desinfektion basierendes semi-zentrales Schwarzwasseraufbereitungssystem vorgesehen wurde.

Im Rahmen weiterer Bauabschnitte können zukünftig – vor dem Hintergrund des bildungspolitischen Auftrages der giz – andere Verfahrenstechnologien zur dezentralen Grau- und Schwarzwasserbehandlung eingesetzt werden.

6. Literatur/Quellen/References

- [1] fbr Hinweisblatt H201 – Grauwasser-Recycling. Planungsgrundlagen und Betriebshinweise, April 2005
- [2] Frey, M, Frechen F.-B.: Technische Entscheidungskriterien für dezentrale und zentrale Abwasserreinigungsanlagen. In: Abwasserentsorgung im ländlichen Raum. WasserWirtschafts-Kurse L/6, Kassel, 12. bis 14. Oktober 2005
- [3] Brepols, C; Wett, M; et al. (2008): Upgrading and retrofitting of municipal wastewater treatment plants by means of membrane bioreactor (NMR) technology
DESALINATION. DESALINATION; 231: 20-26.
- [4] Gesellschaft für Internationale Zusammenarbeit (giz) – persönliche Mitteilungen, 2008-2010

Autor(en)/Authors

Dr.-Ing. Martin Wett
 Hörvelsinger Weg 23
 89081 Ulm
 Tel.: 0731 9641 – 242
martin.wett@sag-ingenieure.de
<http://www.sag-ingenieure.de>

Ruth Erlbeck, Ralph Trosse
 Administration of Land Affairs,
 Construction, Geodesy and Cartography
 210644 Ulaanbaatar / Mongolia

New analytes in drinking water – how to assess them?

Hermann H. Dieter, Federal Environment Agency of Germany
(Umweltbundesamt, UBA), Dessau-Roßlau (www.uba.de).

Abstract

“New analytes” very often have a high affinity to the aquatic environment, are very mobile there and difficult to retain from drinking water. Their human toxicological potential, if ever, can be quantified very often only case by case on a patchy data base or theoretical considerations.

This situation in mind, a pragmatic “default” approach is being recommended since several years by the Federal Environment Agency of Germany. Its core are five HRIV (health related indication values) between 0.01 µg/l and 3 µg/L to pragmatically assess the presence of new analytes for purposes of health-related long-term chemical drinking water regulation on a patchy or absent human toxicological database.

HRIVs are not deliberately low but for the time being default values for possibly higher scientific guide values. They have the regulatory-toxicological function of health related, not of “absolute” precaution. To define them in a *first step* does normally not ask for analyzing heterogeneous expert systems or for screening QSAR-data files as when using the more elaborated concept “threshold of toxicological concern” for food additives.

The HRIV-approach bridges the gap between problem identification and problem solving by combining knowledge on the practical “relevance” of hydrophilic environmental contaminants for drinking water with knowledge on their predicted toxicological potential as based on regulatory-toxicological experience.

1. What is the problem?

The evaluation in terms of environmental hygiene and human toxicology of substances which enter adjoining environmental compartments from (more or less) open applications or solid materials or formed there as metabolites is not legally regulated,

except perhaps for active ingredients and “relevant metabolites” from agricultural pesticides [1].

Such new analytes, strangely designated as “emerging contaminants”, very often have a high affinity to the aquatic environment, are very mobile there, and many of them are also persistent [2]. Their tendency to be transferred from soil or sediments into surface waters could increase with climate change and frequency of heavy rainfall [3]. The very polar ones, especially, may enter water sources by bank filtration and are difficult to retain from drinking-water, at least by nature-oriented treatment or by percolation over activated charcoal [4]. Their human toxicological potential can be prognosticated as being moderate to low, although the data to base such judgment when looking more closely on single compounds are often sparse or missing completely.

Sparseness of data for health-based evaluation of new analytes or emerging contaminants in drinking-water may be concluded from a compilation by Schriks et al. [5]. Although Schriks et al. propose many health-related guide values (**HRGV**) for drinking-water, their rationales differ strongly by the quality of database. The underlying data originate often from very old studies, short-time experiments, or exposure modes (gavage, inhalation, and injection) inapt to extrapolate adverse effects on human beings and exposure via drinking-water. Extrapolation factors to cope with such serious experimental and conceptual drawbacks are always more or less speculative and do not really help to describe a sustainable drinking-water quality for the future.

2. How to solve it?

2.1 Toxicological concern on four steps: The **TTC**²-concept:

On the other hand, missing or bad data do not automatically imply health risks, but they should, if possible, be completed in order to define or provide regulatory toxicological certainty and reliability. Up to this moment, it is necessary to have criteria available to evaluate the presence of substances in drinking-water in terms of their toxic potential for humans even on a patchy database. These criteria must be allocated to concentrations that are at the most equal to, but possibly lower than would otherwise be a scientifically sound HRGV. To meet this goal, two systematic concepts exist to provisionally assess new analytes with patchy database:

1. an approach, called **TTC** concept, to provisionally define a threshold of toxicological concern in function of structural alerts or analogies as recently

² Threshold of toxicological concern

explained for application on nonrelevant metabolites from pesticides by [6], and

2. a tiered experimental and exposure assessment approach [7].

According to a recent analysis performed for EFSA [8], the first approach indeed provides a reliable way to define for many compounds a toxicologically safe, albeit provisionally tolerable dose and drinking-water related TTC-recommendation (**DWR_{TTC}**); the second (and more laborious) one would open the possibility to assess, on a case-by-case basis, any new analyte also above its **DWR_{TTC}**.

2.2 A more pragmatic concept from UBA

Case-by-case risk assessments are the approach of choice to evaluate past anthropogenic contaminations of resources and environmental media during required sanitation. In order not to risk such scenarios, quality of all waters for human use must strictly satisfy precautionary principles. A more effective (and less laborious) way to keep media and resources for the future in a sanitized (close to nature or unobjectionably safe) state is to avoid cause and need for case-specific assessments from the beginning.

This situation in mind, a third approach may be recommended as a pragmatic and, at the same time, sustainable default approach as applied in Germany [9]. At its core are five provisional health-related indication values, **HRIV**³ (in English formerly HPV = health-related parametric values) to pragmatically assess the presence of new analytes on a patchy human toxicological database for purposes of health-related long-term chemical drinking-water hygiene. These values eventually turned out to cover practically the same concentration range 0.01–3 µg/L as the four low **DWR_{TTC}** [10] whereas the HRIV concept from [9] is simpler and therefore easier and faster to handle.

2.2.1 Five HRIV = health-related indication values

Depending on the completeness and informative value of the toxicological database for defined endpoints (Table 1), the HRIV of any new analyte with a patchy database for human toxicology is set for lifelong exposure at one of five concentration steps between 0.01 and 3.0 µg/L.

The lowest **HRIV₂** (0.01 µg/L) is reserved for analytes to exhibit primarily “strong” *in vitro* genotoxic (DNA-damaging) potential as detectable and provisionally quantified in routine Ames tests [9]. According to the author’s experience the **HRIV₂** and the second

³ In German “Gesundheitlicher Orientierungswert” (GOW)

lowest HRIV ($\text{HRIV}_1 = 0.1 \mu\text{g/L}$) correspond to minimal values for either “strong” (e.g. vinyl chloride) or “weak” (e.g. haloethers) genotoxic agents with confirmations in drinking-water.

Genotoxic potentials between “strong” and “weak” may be tolerated depending on their actual *in vitro* genotoxic potential at $10 - 100 \text{ ng/L}$ only. However, a scientific agreement on what might be a quantitative difference between “strong” and “weak” genotoxins doesn’t exist yet.

From $0.3 \mu\text{g/L}$ on, each HRIV keeps a three- or tenfold distance, respectively from the respective next or after next lower and higher value. In absence of better data, this measure goes well with the usual default factor of 3 when relying on subchronic (HRIV_4) instead on chronic (HRIV_5) toxicity data, and with default values of up to ten for considering only unspecific (HRIV_5) instead of especially critical endpoints (HRIV_3) of chronic or developmental toxicity. UBA’s highest empirical HRIV_5 ($3 \mu\text{g/L}$) turned out to be the same as the one derived by means of the TTC concept for Cramer’s toxicity class III, which according to [7] is also $3 \mu\text{g/L}$ instead of $4.5 \mu\text{g/L}$ as was yet proposed in 2005 [11].

The additional HRIV_3 of $0.3 \mu\text{g/L}$ goes well with the existence of scientific HRGVs at or distinctly below $1 \mu\text{g/L}$, e.g. for some highly neurotoxic pesticides [12] or for strongly cumulating and persistent environmental contaminants (e.g. PFC, see 2.3.3) being not covered by the TTC-approach.

2.2.2 How to handle HRIVs

HRIVs have the regulatory-toxicological function of health-related precaution, not of possibly stricter technical precaution as asked by the rule of ALARA⁴. To define a HRIV in a first step does not normally ask for analyzing heterogeneous expert systems or for screening any QSAR data files, as is the case when using the TTC approach: HRIVs are easier to find for a specific analyte than an appropriate DWR_{TTC} . However, if ever an HRIV definitely appears as too low for practical purposes and, if in a second step, the structure, elements or some toxic endpoints to be assessed are not identified in pertinent QSAR data files, the first-step HRIV should always be examined for plausibility or even tested experimentally *in vitro* [7] before taking irreversible or costly regulatory measures. In case of doubt, it is more reasonable to refer such measures directly on technical ALARA-measures than on search for a toxicological hazard referring to no hazard but data gaps or non-existence of a required positive or negative information in a QSAR-data file.

⁴ „As low as reasonably achievable“

To summarize, the HRIV approach or concept is nothing but a kind of pragmatic TTC concept as designed specifically for contaminants of drinking-water. Its regulatory-toxicological reliability or conservative character is comparable to the latter. The rationale for all five HRIV levels and their gradation is UBA's own and literature-based international experience from assessing many well-described hydrophilic (highly polar) drinking-water contaminants of very different grades of toxicity, both supporting the continued assumption that such assessments also in future never would result in lower (but mostly higher) HRGVs than the respective HRIV for their respective or similar toxic endpoints. It is an approach to combine knowledge on toxicological relevance with knowledge on the practical 'relevance' of hydrophilic environmental contaminants for drinking-water before or after treatment. Such a pragmatic approach to bridge the gap between problem identification and problem solving was asked for lastly by J. Fawell [13]. Alternatively, a huge effort by many levels and disciplines of science would be needed to answer all questions around long-term adverse effect potentials of new analytes and their mixtures or metabolites in the environment [14].

2.1 Applications of the HRIV-approach

2.1.1 *Side products of oxidation and disinfection.*

Drinking-water, containing new analytes below endpoint-specific HRIVs, according to the German UBA [9] may also be considered as being sufficiently safe for toxicologically relevant oxidative transformation products⁵, possibly being formed from new analytes during oxidative treatment steps. This possibility was exemplified

Table 1: Health-related indication values (HRIV_x) as defined by the HRIV-approach and comparison of with their numerical counterparts from the TTC-concept. All values are lifelong tolerable and increase with completeness of database and decreasing severity of the toxic endpoint if not experimentally tested.

⁵ See for example at http://www.eawag.ch/medien/veranstaltungen/events/transcon2010/index_EN

Designation	Numerical value of HRIV _x [µg/L]	Explication of HRIV _x	Numerical counterpart from TTC-concept [µg/L]*	Explication of numerical counterpart of TTC-concept
[9]			[7]	
HRIV ₁	0.1	For contaminants known to exhibit no genotoxic potential or if not tested as such in absence of any other information	0.075	upper level for non genotoxic carcinogens
HRIV ₂	0.01 to < 0.1	For contaminants known to exhibit strong to weak genotoxic potential	0.0075	upper level for strong genotoxins
HRIV ₃	0.3	For contaminants proven to be devoid of genotoxic potential, additional data on germ cell toxicity, immunotoxicity, reproduction toxicity and hormomimetic potential don't support any lower value	--	
HRIV ₄	1.0	Similar to HRIV ₃ ; additional data from at least one study on subchronic toxicity don't support any lower value	0.75	upper level for suspected strong neurotoxins

HRIV₅	3.0	Similar to HRIV ₄ ; additional data from the only available study on chronic toxicity don't support any lower value.	3.0	upper level for all other compounds in "Cramer class III"
HRIV_{QSAR}	0.1 to 3.0	An HRIV within this range may be set for a contaminant referring on known toxic potentials of similar structures (or elements thereof) as concluded by analogy or from QSAR-considerations	--	All TTC upper levels are based on QSAR-data
HRIV₆ , mostly a scientific guide value	> 3.0	Similar to HRIV ₅ ; additional data on chronic toxicity don't support any value < HRIV ₅ . Completeness of data base may also allow to scientifically derive values > HRIV ₅ . In most cases an HRIV ₆ may be set as a scientific guide value (GV)		

*corresponding to 10% of respective TTC in 2 L/d

recently by ozone and dimethylsulfamide generating of N-nitroso-dimethylamine, the former being a unsuspecting environmental metabolite of the fungicide tolylfluanide [15]. However, even drinking-water in which one or several new analytes may be detected *above* a precautionary HRIV is suited for human consumption without imminent health risk. Only in special cases (unusually high concentration of a new analyte), examining the finished water for transformation products after oxidative treatment is suggested if there are no further treatment steps to eventually eliminate, absorb, or degrade a possibly hazardous polar compound.

2.1.2 Application of the HRIV approach on pharmaceuticals in drinking-water.

The HRIV approach is specially suited for being applied for assessing from the point of regulatory toxicology, the presence of residues from pharmaceuticals and their metabolites in drinking-water [16]. Their major source of input into aquatic environments and from there via wastewater into reused drinking-water is their excretion after intended use by humans [17, 18]. The human toxicity database for this group of new analytes at first glance seems quite complete, as their toxic potential

normally is assumed of being linked to minimal therapeutic dose, MTD [19]. The underlying assumptions on the informative value of therapeutic dose on chronic toxicity may or may not be true. In any case, clinical tests as linked to therapeutic doses do not inform on effects possibly to observe at lower doses than normally used in preclinical studies with experimental animals.

There are many examples (mostly old compounds) for the absence of systematic toxicological examination of typical systemic endpoints such as chronic toxicity, neurotoxicity, reproductive and developmental outcome, or even cancer.

For the time being, many pharmaceuticals, included the hydrophilic ones, are expected to rule a more or less patchy data base. As an example, only for 144 active compounds from 159 out of 375 formulations admitted in the EU between 1995 and 2009, one or more *in vivo* experimental studies on carcinogenicity could be verified. For two thirds of them at least one study was positive [20]; 12.5% of these compounds proved as being genotoxic.

Moreover, serious side effects (expected and unexpected ones) in patients, usually occurring in frequencies around 1%, may seem acceptable when weighed against the drug's benefit and the possibility to exclude any involuntary risk by accordingly informing the therapeutic target population. Most probably, such populations are incomparably much smaller than any population exposed to a large supply of drinking-water.

When taking the possibility into account, that unobserved effects in fact may be present but just have been overlooked due to inadequate testing, tolerable body doses (**Bd**) and maximal values to assess pharmaceuticals and their metabolites in drinking-water would have to be derived by using very large margins of safety between a Bd and any experimental outcome, amounting easily to 1000, 3000 or more [21, 22], signaling then such a high incompleteness of the database that assessment of pharmaceuticals in drinking-water should preferably be performed using a precautionary default-approach. Only exceedance of an HRIV would then have to result in measures of management to either complete the respective compound's database or reduce exposure via drinking-water. The basic idea behind is to preferably define scientifically the presence of safety as long as scientific proof for absence of toxicity is not required or not yet possible.

2.1.3 Application of the HRIV-approach on perfluorinated compounds (PFC) in drinking water

The two most important PFTs, perfluorooctanoate (PFOA) and perfluorooctanesulfonate (PFOS) have elimination half-lives of several years in humans. Their potential to contaminate raw water resources and reused drinking water up to

health-related values has recently been summarized by Wilhelm et al. [23]. In June 2006, the German Federal Advisory Board on drinking water (TWK) proposed a health based GV for safe lifelong exposure at 0.3 µg/L to sums from PFOA and PFOS, assuming effect = concentration additivity [24]. The underlying tolerable Bd for PFOS is 0.083 µg/d and eventually turned out to be very similar to the one (0.1 µg/d) for PFOA [25].

A pragmatic proposal to assess toxicologically some less documented shorter-chained PFCs by using the $HRIV_{QSAR}$ -approach is explained in [23]. The authors correlate provisionally the toxic potential of any single PFC mainly with its measured or elimination half-life as predictable from chain length from the human body. The $HRIV_{QSAR}$ for any single PFT in drinking water was located within a range of 2 limiting scientific values: the minimal HRGV of 0.3 µg/L, as derived by TWK for the very persistent PFOA and PFOA or their sums, and a maximal HRGV of 7 µg/L [26] for the very easily excreted PFBA.

Table 2 lists provisional $HRIV_x$ for some PFCs as they are recommended until further notice by the German Umweltbundesamt⁶.

2.1.4 Application of the HRIV approach on pesticide metabolites being “nonrelevant” on legal grounds in drinking-water.

A recommendation similar to [9] but specified for a group of unregulated new analytes, being called nonrelevant metabolites (**nrM**) of pesticides in the European Union, has been published [27] and its motivation and regulatory context explained [28]. Whereas the parent pesticides and their relevant metabolites are subject to an extensive admission process, the database of the remaining nrM is more patchy. Nevertheless, across the board, their toxic potential can be judged as being either lower or better documented than in the case of new analytes from other sources. This is why only the two higher HRIVs (1 µg l/L and 3 µg/L) are needed to assess the presence of these new analytes for lifelong exposure from the point of drinking-water hygiene. Some examples from a list of nrM as updated by UBA⁷ from time to time are given in table 2.

⁶ See table on p. 6 in the publication to find at Grenzwerte, Leitwerte, Orientierungswerte, Maßnahmenwerte – Definitionen und Festlegungen mit Beispielen aus dem UBA

⁷ Umweltbundesamt (Adresse zuletzt besucht am 07.10.11): Gesundheitliche Orientierungswerte (GOW) für nicht relevante Metaboliten von Wirkstoffen aus landwirtschaftlichen PSM

2.1.5 *Pesticides and their relevant metabolites.*

Many countries all over the world, except members of the EU, regulate agricultural pesticides and their metabolites in drinking-water as if these were present there for functional reasons by assigning them strictly health-related maximum values as was explained by Hamilton et al. [29]. They model themselves mainly on WHO, although WHO, since 1984, never ceased to qualify its GVs as describing a minimal and not an optimal drinking-water quality for lifelong consumption. This view of WHO goes well with the EU members' view on pesticides and their similarly regulated relevant metabolites in drinking-water as nonfunctional contaminants. Consequently, in the EU, they are regulated in drinking-water, by an (agro-)technical maximal value, factually a precautionary limit value of $PV = 0.1 \mu\text{g/L}$ per compound, being more or less but always lower than a lowest possible health-based value (some "old" polychlorinated pesticides being the only exceptions).

The same concentration of $0.1 \mu\text{g/L}$ is recommended by UBA [9, 30] as a general precautionary value – PV_g – for any nongenotoxic drinking-water contaminant with patchy or missing database.

2.2 Actual HRIVx for several new analytes as recommended by the German Umweltbundesamt (UBA) by origine of emergence (table 2):

*see explication in table 1

Emerging from...	New analyte	HRIV _i [µg/L]*	First publication of HRIV by UBA
Abandoned chemical waste	Chloranilines and o-Xyldines	HRIV ₂ = 0.01	Letter of UBA from March 19. 2008. to a large German water-Supplier
	p-toluenesulfonamide	HRIV ₃ = 0.3	Letter of UBA from August 7. 2008. to a large German water-supplier
	Pesticides nonrelevant metabolites	1.0 = HRIV ₁ or 3 = HRIV ₂	see footnote 8 and [27]
Consumer products	Phosphorsäure-tris-(2-chlorpropyl)ester	HRIV ₁ = 1.0	Letter of UBA from March 14. 2008. to a German Federal State
	1,1,1-Trichlorethane	HRIV ₂ = 3.0	
	Benzotriazole	HRIV ₃ = 3.0	Letter of UBA from December 8. 2010. to a large German water supplier
Industrial waste	Perfluorinated Chemicals:		
	PFBS (C ₄ F ₉ SO ₃ H)	HRIV _{2,3,4,5} = 3.0	see footnote 5 and [23]
	PFPA (C ₆ F ₁₃ CO ₂ H)	HRIV _{2,3,4,5} = 3.0	
	PFPS (C ₆ F ₁₃ SO ₃ H)	HRIV _{2,3,4,5} = 1.0	
	PFHxA (C ₈ F ₁₇ CO ₂ H)	HRIV _{2,3,4,5} = 1.0	
	PFHxS (C ₈ F ₁₇ SO ₃ H)	HRIV _{2,3,4,5} = 0.3	
	PFHpA (C ₉ F ₁₉ CO ₂ H)	HRIV _{2,3,4,5} = 0.3	
	PFHpS (C ₉ F ₁₉ SO ₃ H)	HRIV _{2,3,4,5} = 0.3	
	2,4,6,10-Tetraoxaspiro[5.5]undecan	HRIV ₁ = 3.0	Letter of UBA from June 5. 2009. to Perstorp Chemicals GmbH
	2,4-bis(4-Ethylphenol	HRIV ₃ = 0.3	Letter of UBA from October 28. 2010. to a German Federal State
	n-Butylbenzenesulfonamide	HRIV ₁ = 0.1	Letter of UBA from December 16. 2008. to a German Federal State

3. Citations:

1. Steinhäuser KG and Richter S (2002) Assessment and management of chemicals –how should persistent polar pollutants be regulated? In: Reemtsma T and Jekel M (eds.) *Organic Pollutants in the Water Cycle: Properties, Occurrence, Analysis and Environmental Relevance of Polar Compounds*, ch. 12 (ISBN 978 3 527 31297 9). Wiley-VCH
2. Schäfer RB, von der Ohe PC, Kühne R, Schüürmann G, and M Liess (2011) Occurrence and toxicity of 331 Organic Pollutants in Large Rivers of North Germany over a Decade (1994-2004). *Environ. Sci Technol* 45: 6167-6174
3. Delpla I, Jung AV, Baures E, Clement M, and O Thomas (2009) Impacts of climate change on surface water quality in relation to drinking water production. *Environ Intern* 35: 1225-1233
4. Ternes TA and Joss A (eds.) (2006) *Human Pharmaceuticals, Hormones and Fragrances: The Challenge in Urban Water Management*. London: IWA Publishing
5. Schriks M, Heringa M, Kooi MME, de Voogt P, and Wezel AP (2010) Toxicological relevance of emerging contaminants for drinking water quality. *Water Research* 44: 461--476
6. Melching-Kollmuss S, Dekant W, and Kalberlah F (2010) Application of the “threshold of toxicological concern” to derive tolerable concentrations of “non-relevant metabolites” formed from plant protection products in ground and drinking water. *Regulatory Toxicology and Pharmacology* 56: 126--134
7. Dekant W, Melching-Kollmuss S, and Kalberlah F (2010) Toxicity assessment strategies, data requirements, and risk assessment approaches to derive health based guidance values for non-relevant metabolites of plant protection products. *Regulatory Toxicology and Pharmacology* 56: 135--142
8. Bassan A, Fioravanzo E, Pavan M and M Stocchero (2011) SCIENTIFIC REPORT submitted to EFSA on the Applicability of physicochemical data, QSARs and read-across in Threshold of Toxicological concern assessment. S-IN Soluzioni Informatiche, Vicenza, Italy
9. UBA (Umweltbundesamt, 2003) Evaluation from the point of view of health of the presence in drinking water of substances that are not (yet) possible or only partially possible to evaluate. Recommendation of the Federal Environment Agency of Germany (UBA) after Hearing the Drinking Water Commission of the Federal Ministry of Health, [open here](#)

10. ILSI (International Life Sciences Institute) (2005) Threshold of toxicological Concern (TTC): A tool for assessing substances of unknown toxicity present at low levels in the diet
11. Barlow S (2005) Threshold of Toxicological Concern (TTC) – a tool for assessing substances of unknown toxicity present at low levels in the diet. ILSI Europe Concise Monographs Series 2005: 1--31
12. Brock WJ, Rodricks JV, Rulis A, Dellarco VL, Gray GM, and RW Lane (2003) Food safety: risk assessment methodology and decision-making criteria. *Int J Toxicol* 22(6):435-51
13. Fawell JK (2008) Health risks of micropollutants – the need for a new approach. *Water Science and Technology* 57(2): 183--187
14. Novak PJ, Arnold WA, Blazer VS, Halden RU, Klaper RD, Kolpin DW, Kriebel D, Love NG, Martinović-Weigelt D, Patisaul HB, Snyder SA, vom Saal FS, Weisbrod AV, and DL Swackhamer (2011) On the Need for a national (U.S.) Research Program to elucidate the Potential Risks to Human Health and the Environment Posed by contaminants of emerging concern. *Environ Sci Technol* 45: 3829-3830
15. Schmidt CK, and Brauch HJ (2008) N,N-Dimethylsulfamide as precursor for N-nitrosodimethylamine (NDMA) formation upon ozonation and its fate during drinking water treatment. *Environ Sci Technol* 42: 6340—6346
16. UBA (Umweltbundesamt, 2011) Maßnahmen zur Minderung des Eintrags von Humanarzneimitteln und ihrer Rückstände in das Rohwasser zur Trinkwasseraufbereitung. Empfehlung des Umweltbundesamtes vom 30.08.2011 nach Anhörung der Trinkwasserkommission des Bundesministeriums für Gesundheit
17. Ternes T (2007) The occurrence of micropollutants in the aquatic environment. *Water Science and Technology* 55: 327--332
18. Focazio M, Kolpin DW, Barnes KK, et al. (2008) A national reconnaissance for pharmaceuticals and other organic wastewater contaminants in the United States – II. Untreated drinking water sources. *Science of the Total Environment*, 402: 201--216.
19. Webb S, Ternes T, Gibert M, and Olejniczak K (2003) Indirect human exposure to pharmaceuticals via drinking water. *Toxicology Letters* 142: 157--167
20. Friedrich A, and Olejniczak K (2011) Evaluation of carcinogenicity studies of medicinal products for human use authorised via the European centralised procedure (1995-2009). *Reg. Tox. Pharm.* 60: 225-248

21. Dieter HH und Mückter H (2007) Regulatorische, gesundheitliche und ästhetische Bewertung sogenannter Spurenstoffe im Trinkwasser unter besonderer Berücksichtigung von Arzneimitteln. Bundesgesundheitsbl – Gesundheitsforsch – Gesundheitsschutz 50, 322-331
22. Bull RJ, Crook J, Whittaker M and JA Cotruvo (2011) Therapeutic dose as a point of departure in assessing potential health hazards from drugs in drinking water and recycled municipal waste water RegToxPharm 60, 1-19
23. Wilhelm M, Bergmann S, and Dieter HH (2010b) Occurrence of perfluorinated compounds (PFCs) in drinking water of North Rhine-Westphalia, Germany and new approach to assess drinking water contamination by shorter-chained C4–C7 PFCs. International Journal of Hygiene and Environmental Health 213: 224--232
24. TWK (German Drinking-Water commission, 2006) Vorläufige Bewertung von Perfluorierten Tensiden (PFT) im Trinkwasser am Beispiel ihrer Leitsubstanzen Perfluorooctansäure (PFOA) und Perfluorooctansulfonsäure (PFOS)
25. Dieter HH (2007) Humantoxikologische Bewertung Perfluorierter Tenside (PFT) am Beispiel der Perfluorooctansäure (PFOA) und der Perfluorooctansulfonsäure (PFOS) (Human toxicological evaluation of perfluorinated tensides (PFT) with perfluorooctanoic acid (PFOA) and perfluorooctanesulfonic acid (PFOS) as examples). Umweltmed Forsch Prax 12: 95--104 plus erratum in 12(3): 127
26. MDH (Minnesota Department of health, 2009) Hazardous substances in Minnesota: Perfluorochemicals and health.
<http://www.health.state.mn.us/divs/eh/hazardous/topics/pfcshealth.html>
27. UBA (Umweltbundesamt, 2008) Hygiene-related assessment of “non-relevant” metabolites (as defined in chemicals law) of active substances of plant protection products in drinking water¹. Recommendation of the Federal Environment Agency of Germany (UBA) after Hearing the Drinking Water Commission of the Federal Ministry of Health
28. Dieter HH (2010) The relevance of “non-relevant metabolites” from plant protection products (PPPs) for drinking water: The German view. Regulatory Toxicology and Pharmacology 56: 121--125.
29. Hamilton DJ, Ambrus A, Dieterle RM, et al. (2003) Regulatory limits for pesticides in water. Pure and Applied Chemistry 75: 1123--1155
30. UBA (Umweltbundesamt, 2009) Grenzwerte, Leitwerte, Orientierungswerte, Maßnahmenwerte – Definitionen und Festlegungen mit Beispielen aus dem Umweltbundesamt (Limit values, guide values, indication values, action values)

– definitions and regulations with examples from UBA). Bundesgesundhbl 52: 1202—1206

Novel source separating sanitation approach for remote tourist facilities at sensitive coastal areas

T.G. Bulc^{1,2*}, M. Uršič², B. Kompare², A. Oarga³, Daniel Todt⁴, A.K. Klemenčič^{1,2}

¹University of Ljubljana, Faculty of Health Sciences, Department of Sanitary Engineering, Zdravstvena pot 5, SI-1000 Ljubljana, Slovenia (E-mail: tjasa.bulc@zf.uni-lj.si; aleksandra.krivograd@zf.uni-lj.si)

²University of Ljubljana, Faculty of Civil and Geodetic Engineering, Institute of Sanitary Engineering, Hajdrihova 28, SI-1000 Ljubljana, Slovenia (ursic.matej@gmail.com)

³University of Nova Gorica, Vipavska 13, SI-5000 Nova Gorica, Slovenia (dora_oarga@yahoo.com)

⁴Norwegian University of Life Sciences, Department for Plant and Environmental Sciences, P.O. Box 5003, NO-1432 Aas, Norway

*Corresponding author

Abstract

Wastewater treatment systems in tourist areas of Europe without sewage infrastructure are facing extremely challenging conditions regarding technical and legal requirements, extreme climatic conditions, limited energy and water supplies and large seasonal fluctuations. The purpose of this research was to develop a new prototype with aerobic dewatering/decomposition reactor for concentrated blackwater, which is environment-friendly, compact and can reach zero emissions in environment and recycling of nutrients. The prototype (Sanbox) was installed on Adriatic coast at Natural park Soline, Sečovelje in Slovenia. The blackwater from toilets was treated in peat and expanded clay filters to remove solids and nutrients. An evaporation module used solar radiation to evaporate the liquid part of the blackwater. Greywater was treated in a constructed wetland. Greywater treatment results from Sanbox prototype have proven that it is possible to reach substantial removal rates under the extreme challenging conditions that are related to a Mediterranean climate. Blackwater liquid phase with an exception of compost reached zero water emission, while greywater module reached satisfied performance goals for removal of nitrogen and pathogens.

1 Introduction

In Europe sanitary systems at tourist sites without sewage systems seldom meet contemporary environmental requirements. Existing sanitary systems can be upgraded to meet stringent legal requirements for effluent quality, but such systems can become very expensive due to technical complexity, maintenance need and energy use. Further on, many of these systems do not satisfy the expectation of a modern tourist regarding comfort standards. The vision of a new prototype Sanbox follows the main principles of ecological sanitation (ecosan): source separation, water and energy saving, and nutrient recycling [1]. This approach for water and wastewater management meets an increasing interest among developing aid organizations [2,3,4,5], and also in several European countries [6,7,8].

In 2010 a new prototype as a source separating sanitation system (Soline Sanbox prototype) was developed and applied on Adriatic coast at Natural Park Soline, Sečovlje in Slovenia in the frame of 7OP; “Capacities; Reserach for the benefit of SMEs”. The Soline Sanbox prototype was designed to reach close to zero emissions or useful end products. Liquid part of blackwater (BW) was designed to be evaporated; solid part of BW to be composted; while greywater (GW) to be treated by a constructed wetland (CW). This should recover nutrients in agricultural areas where they are very much needed and thus exclude them from the water, where they cause eutrophication and irreversible disposal (phosphorus). Grey, less polluted water, could replace the much needed drinking water for flushing toilets. In addition, through the use of vacuum toilets standards of comfort toilets in tourist areas should be achieved as well as the reduced drinking water consumption (potential flushing toilets with 0.8 L instead of the usual 5 to 10 L of drinking water at one flush).

The objective of this study was to evaluate the treatment performance of Soline Sanbox prototype.

2 Material and Methods

2.1 Prototype location

Mediterranean area and especially Adriatic area has some general characteristics: small dislocated communities, water scarcity, sensitive areas due to karts characteristic, low population density, and primary agricultural use and only little industry. These properties result in highly fluctuating wastewater flows, and high concentrations of the wastewater constituents with high fluctuations in tourist seasons. The location for the Sanbox technology prototype was selected at Saline Natural Park

in Slovenia (Figure 1). The selected area is defined as an area of natural value with habitats of the rare, endangered and characteristic vegetal and animal species, where, due to the long-lasting human action, a typical salt pans ecosystem came into existence.

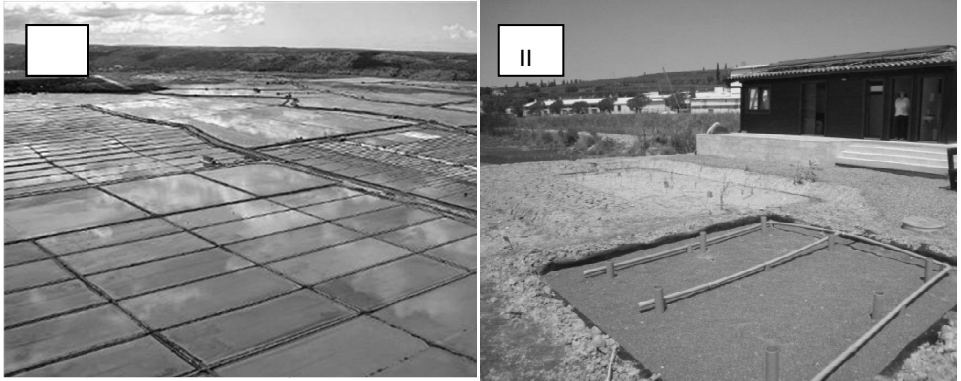


Figure 1: Salts pans at Natural Park Soline, Sečovelje, Slovenia (I); Sanbox prototype at Natural Park Soline in 2011 (II)

2.2 Technical description of the prototype setup

Soline Sanbox prototype was designed based on tourist visit trends at Natural Park Soline and on the laboratory-scale experiments of BW filtration with different organic filter media [9] and calculated on daily load of 97.5 L of BW from 76 flushes/day with commercially available JetsTM vacuum toilets, which consume 0.8 L of water per flush. Based on tourist visits from Natural Park Soline in the last five years, high peaks of BW were expected in spring and autumn, while low peaks were expected in winter. The Soline Sanbox prototype consisted of four modules: Blackwater module, Compost module, Greywater module and Evaporation module (Figure 2).

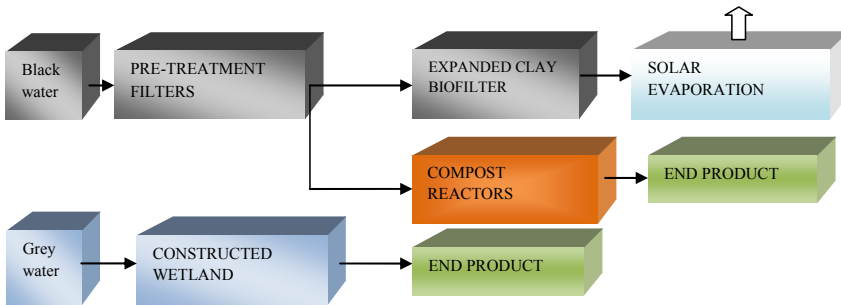


Figure 2: Scheme of the Soline Sanbox prototype

2.2.1 Blackwater module

Blackwater module treated the faeces and urine from vacuum toilets. First phase of Blackwater module was separation sub-unit which separated BW into BW liquid (BWL) and BW solids (BWS) with local commercially available organic filters (peat). BW was macerated by a vacuum pump and stored in a buffer tank with an overflow to sewage system. From the tank by means of electro-motor valves, which simulate the flushing of toilets, BW flowed into two peat filters to separate solid fraction (BWS) and liquid fraction (BWL) of the BW. The BWL was treated in an expanded clay biofilter. After treatment with the biofilter water entered the solar module, consisting of solar tank and cascade dryer in order to hygienise and evaporates to reach zero emissions. If solar evaporator did not reach complete evaporation, the further evaporation took place in a cascade dryer. The system operated with a help of Programmable Logic Controller (PLC). BWS was in the further process composted. In the process of composting temperature of 50 °C to 60 °C need to be achieved to sanitize compost [10]. Further composting took place in a post-composting module, where the composting process continued in order to meet needs for agricultural use. The Sanbox prototype at Soline included also two dry urinals, from where the yellow water (YW) flowed to a vacuum pump where it was mixed with BW. In the future YW can be collected and used by farmers.

Water separation/dewatering in Peat filters

The passive compost filter module (Peat filter) is based on the same principles than so called rottebehälter developed in Germany [11]. It is a filter using an organic media for

supporting particle, nutrient retention and decomposition. At low loading rates both processes can take place at the same time. The BW was pumped with a vacuum pump from 2 vacuum toilets into a 400 L storage tank placed in Prototype house. The BW in the storage tank was permanently mixed with a small submerged pump. The designed daily load was 76 flushes (38 flushes/Peat filter) or 97.5 L/day or 2.25 kg BOD₅/day based on the assumption that one person produced 1.3 L of BW (0.8 L of tap water and 0.3 L of faeces and urine) and 50 % of 60 g BOD₅/day due to urine dilution. Based on the laboratory-scale experiments [9] and assumption that sludge will contain on average 1% TSS (10 g TSS/L) and taking into account that 50% of the load will be urine the necessary filter area for foreseen hydraulic and pollution load was calculated to be 0.2 m² (approximately 0.1 m² per Peat filter; 0.102 m² at the bottom and 0.119 m² at the top) Therefore two Peat filters was constructed and installed for filtration purposes. The filters were filled with peat (Lithuanian peat, Klasmann-Deillmann GmbH, Geeste, Germany) to 15 cm in height from the bottom of filter bins and placed in two sludge drying plastic bags.

Based on the laboratory-scale experiments of BW filtration [9] it was estimated that after 10 days the Peat filters will clog, producing ca 24 kg/per bin of BWS within 10 days.

Expanded clay biofilter

BWL flowed from a separation sub-unite into a buffer tank of 200 L placed in a special constructed shaft in front of Prototype house from where it was pumped in Expanded clay biofilter filled with commercially available expanded clay (ca 70L/per filter) with particle size of 4-8 mm to 8-16 mm (Melk, Opalinuston, Germany). BWL was recycled within Expanded clay biofilter for 6 hours interval (10 am-4 pm). The pump operated in a continuous mode, although it could be interrupted if there was not enough water due to small number or no visitors in the Natural Park Soline. After the treatment cycle of 6 hours, BWL flowed into a solar module to be disinfected and evaporated.

2.2.2 Compost module

After clogging of Peat filter, BWS were moved to Compost passive mode reactors with no steering have a capacity of 80 L and inner dimensions of 35 cm x 34 cm at the top and 32 cm x 32 cm at the bottom. At the bottom the reactors have a wooden support with a mesh, air inlet and a tube for liquid outflow. The objective of Compost module was to determine the effect of Mediterranean climate on temperature and BWS mixed with peat in non-insulated reactors.

2.2.3 Greywater module

GW module treated the process water from sinks in a CW with the target goal to treat GW sufficiently enough to be recycled for flushing toilets. GW was collected in a reservoir of 500 L from where it was treated within a hybrid CW. The CW consisted of a horizontal and a vertical bed. The CW covered 20 m² with a hydraulic load of 0.5 cm/day, filled with sand media (2-4, 8-16 mm) from nearby quarry and planted with common reeds (*Phragmites australis*) taken from melioration ditches in a near vicinity.

2.2.4 Evaporation module

Evaporation module developed by TTZ (Technologie Transfer Zentrum Bremerhaven, Germany) consisting of a solar module as an energy source mounted to the roof of Prototype house and a 140 L tank for heating up the water, serves to disinfect, while a cascade dryer serves to evaporate BWL. The solar vacuum collectors provide the energy to heat up the treated BW in the buffer tank to a temperature of 60°C. In this first step, all microorganisms and germs should be killed, thereby disinfecting the water for safe release into the environment. In a second step, to increase the evaporation the water is pumped into a cascade dryer. The cascade dryer is connected to the solar module by a heat exchanger. The heat exchanger transforms the unused energy to hot air. The air is provided to the cascade dryer and supports the evaporation process. With the favourable climatic conditions in Slovenia with a solar irradiance of 350-450 W/m² and average daily summer temperature of 18°C it is aimed to evaporate all blackwater reaching the evaporation module.

2.3 Sampling

Samples were taken weekly at different sampling points at Soline Sanbox prototype (Figure 3) from the beginning of March 2011 till the end of June 2011. Sampling points and the methods of sampling are listed in Table 1. At Blackwater module sampling was performed in two replicates at the inflow and at the outflow from Peat filters and in one replicate at Expanded clay biofilter. At Compost module sampling was performed in two replicates. At Greywater module sampling was performed in one replicate at the inflow and at the outflow from the constructed wetland. At Evaporation module sampling was performed in the solar evaporator.

At each sampling point at Blackwater and Greywater modules electrical conductivity (EC), dissolved oxygen (DO), temperature and pH were measured onsite with transportable multimeters, while total suspended solids (TSS), ammonia (NH₄-N), nitrite

Table 1: Sampling points and methods

Sampling point	Sampling method
A1, A2 inflow into Peat filters	1-week composite sample (grab sample)
A1, A2 inflow into Peat filters	fresh sample (grab sample) only for bacteriological analyses
B1, B2 outflow from Peat filters	1-week composite sample (grab sample)
C Expanded clay biofilter	grab sample taken weekly
D inflow into the constructed wetland	grab sample taken weekly
E outflow from the constructed wetland	grab sample taken weekly
F1, F2 Compost reactors	grab sample taken weekly
G Solar evaporator	grab sample

Table 2: List of physical, chemical and bacteriological parameters analysed at Blackwater, Compost and Greywater module with methods used

Parameter	Method
Physical and chemical parameters	
Electrical conductivity	electrometric
Dissolved oxygen	electrometric
Temperature	DIN 38404-C4
pH	ISO 10523
Total suspended solids (TSS)	SIST ISO 11923
Ammonia ($\text{NH}_4^+\text{-N}$)	ISO 7150-1,2
Nitrite (NO_2^-N)	SIST EN 26777
Nitrate (NO_3^-N)	SIST ISO 7890-1
Phosphate (PO_4^{3-})	ISO 6878-1
Phosphorus total (TP)	ISO 6878-1
Chemical oxygen demand (COD)	ISO 6060
Biochemical oxygen demand (BOD_5)	SIST EN 1899-2
Bacteriological parameters	
Total bacterial count	ISO 6222 1999
Total coliforms	ISO 9308-1 2000
Faecal enterococci	ISO 7899-2 2000
Staphylococci	ISO 6888-2 1999
<i>Escherichia coli</i>	ISO 9308-1 2000

3 Results and discussion

3.1 Treatment performance of Blackwater module

Table 3 summarizes physical, chemical and microbiological quality of Blackwater module during monitoring period. Table 4 shows removal efficiencies of Blackwater module for chemical parameters. Removal efficiency calculations are based on the differences between the concentrations measured at the inflow into Peat filters and Expanded clay biofilter. Because of clogging Peat filters were changed after eleven days of system operation and transported into Compost module. Temperature in Blackwater module was seasonal depended. The lowest temperature (8.6 °C) was measured at the beginning of the monitoring period in March 2011 and the highest (25.7 °C) at the end of the monitoring period in June 2011. The pH was found to be in a range from 7.3 pH (outflow from Peat filters) to 9.4 pH (inflow into Peat filters). Higher pH values could be due to high ammonia levels. The differences in pH between inflow and outflow from Peat filters and Expanded clay biofilter were in most cases negligible. Dissolved oxygen was at the inflow and at the outflow from Peat filters very low as expected, while in Expanded clay biofilter it markedly increased due to nozzles at the inflow. Electric conductivity was higher at the outflow from Peat filters compared to the inflow, most probably due to degradation processes (mineral salts). Maximum measured TSS value was at the inflow into Peat filters (1722 mg/L), while minimum measured TSS was at the outflow from Peat filters (141 mg/L). The outflow concentration for TSS from Peat filter was on average 388 mg/L. The TSS reduction efficiency reached in Peat filters on average 60%, and in Expanded clay biofilter 17%, with the average outflow TSS concentration of 345 mg/L. The differences in TSS between both outflows from Peat filters and Expanded clay biofilter were negligible, indicating that Expanded clay biofilter did not markedly lowered TSS concentrations. $\text{NH}_4\text{-N}$ increased gradually from 15th of March accordingly to increase hydraulic and pollution loads up to 800 mg/L on average. The $\text{NH}_4\text{-N}$ inflow values into Blackwater module was on average 823 mg/L, while outflow values was on average 648 mg/L. The removal efficiency of $\text{NH}_4\text{-N}$ was negligible in Peat filter, while in Expanded clay biofilter was on average 17%, indicating that BW is very loaded water which should be evaporated. However, the pump cycle in Expanded clay biofilter should be optimised, respectively. $\text{NO}_3\text{-N}$ input was already high due to mineralisation processes in a buffer tank prior filtration, which means that buffer tank is not necessary for end applications. However, the buffer tank was needed at the prototype for the testing purposes. Total phosphorous reduction occurs only in Expanded clay biofilter as expected. The total average reduction of total phosphorous in Blackwater module reached 29%. The addition of calcium rich materials (not always commercially available) or Filtralite® could possible enhance further binding of phosphorous on media. This approach would require further studies, since the growth of biofilm and the hydraulic behaviour of the

media affect the contact surface and the residence time of the BW. Taking into the consideration that the discharge of phosphorous in domestic sewage is typically around 1 kg per person per year, which means that the amount of media needed to remove phosphorus would be around 0,5 m³ of media per person per year. This volume is too large to be of any practical usage for Blackwater module in this prototype. The additional filter materials or precipitation of phosphorous in the buffer tank prior Evaporation module may however be used for sustaining low effluent concentrations. COD and BOD₅ concentrations at the outflow from Peat filters varied also probably due to rinsing from filter media and reached satisfactory on average 62% and 69% of removal efficiency, respectively. However average COD and BOD₅ values at all sampling points in Blackwater module exceeded Slovenian standards concerning the effluent discharges from small communal treatment plants [12], indicating that Evaporation module is of high importance as a next step to efficiently eliminate BW. Blackwater module was efficient also in removal of total bacterial count with 93% removal efficiency and Staphylococci with 95% removal efficiency (Table 4). *Escherichia coli* was determined only at the inflow into Peat filters, at the outflow from Peat filters and in Expanded clay biofilter *E. coli* was not present.

Table 3: Heterogeneity of physical, chemical and bacteriological parameters in Blackwater module (for physical and chemical parameters average, minimum and maximum values and standard deviations were calculated) in comparison with Slovene legal requirements. Exceeded legislation values are marked in bold.

Parameter	Inflow into peat filters (n=17)		Outflow from peat filters (n=17)		Expanded clay biofilter (n=12)		Legislation limit value [12]	Legislation limit value [13]
	average	range	average	range	average	range		
Physical and chemical parameters								
T (°C)	18.5±5.4	8.9-26.2	18.5±5.6	8.6-25.7	21.1±4.6	12-27.4	-	30
pH	8.9±0.6	7.3-9.4	8.7±0.5	7.7-9.2	8.7±0.3	8.3-9.2	-	6.5-9.0
DO (mg/L)	0.4±0.8	0.1-3.3	0.2±0.3	0.1-0.9	3.9±3.3	0.1-8.3	-	-
EC (mS/cm)	7.4±2	2.1-10.5	27.6±2.1	4.6-34.6	6.5±1.8	2.7-8.4	-	-
TSS (mg/L)	1044.1±434.4	431-1750	387.8±125.6	141.5-630	341.8±84.9	240-525	-	80
NH ₄ -N (mg/L)	799.3±277.3	127-1370	813.2±276.6	303-1615	647.7±208.7	225-945	-	10
NO ₂ -N (mg/L)	0.3±0.3	0-1	1.3±3.6	0-14.5	0.3±0.2	0-0.7	-	1
NO ₃ -N (mg/L)	50.2±60.5	10.9-252.3	46.2±52.6	14.5-215	41.5±54.2	7.8-208	-	25
PO ₄ -P (mg/L)	92.4±38	51.9-204.5	78.3±5.7	47-197	51.7±25.8	18-127	-	-
TP (mg/L)	109.9±44.4	65.2-217.5	93.9±39.5	51.5-211.5	74.2±39.8	32-190	-	2
COD (mg/L)	2080.3±1117.4	739-5267.5	1484.1±403.4	421.5-2125	738.1±347.1	110-1290	150	120
BOD ₅ (mg/L)	1047.9±436.1	265-1825	962.5±429.4	325-1550	335.4±178.4	150-580	30	25
Bacteriological parameters								
Total bacterial count (MPN/mL)	4x10 ⁵		4x10 ⁵		3x10 ⁵		-	-
Total coliforms (MPN/mL)	6.5x10 ⁵		1.6x10 ⁷		3x10 ⁶		-	-
Faecal enterococci (MPN/mL)	1.5x10 ⁵		8x10 ⁶		3x10 ⁶		-	-
Staphylococci (MPN/mL)	100		80		130		-	-
Escherichia coli (MPN/mL)	yes		no		no		-	-

Table 4: Average removal efficiencies of Blackwater module for chemical and bacteriological parameters.

Parameter	Removal (%)
<i>Physical and chemical parameters</i>	
TSS	67
NH ₄ -N	21
NO ₂ -N	-16
NO ₃ -N	10
PO ₄ -P	41
TP	29
COD	62
BOD ₅	69
<i>Bacteriological parameters</i>	
Total bacterial count	93
Total coliforms	95
Faecal enterococci	-100
Staphylococci	-30
<i>Escherichia coli</i>	100

3.2 Treatment performance of Compost module

The temperature in Compost module was influenced by ambient temperature and reached maximum value of 25 °C, which is not enough for proper sanitation of the compost; according to Slovenian legislation [10] the temperature in compost should reach at least 50 °C – 60 °C.

Analyses done on moisture content over the composting period of two months showed small changes starting with 86%. The higher values of moisture at the end of the process to 87% were most probably an effect of increase of ambient temperature and condense on the inner part of the reactor’s lid. Ammonia showed an uptake from starting values of 15.2 mg/g dry matter to 3.0 mg/g dry matter (Figure 4). Nitrate values increased in time from 0.04 mg/g dry matter to a maximum of 6.02 mg/g dry matter and decrease again to 3.51 mg/g dry matter. Total phosphorus and orto-phosphorus had similar trends of mineralisation meaning small decrease in values compared with

starting point. The inorganic matter during the compost process showed a small increase from 7.3% to 7.8%. Organic matter values increased during the process instead of being degraded, which shows a low microbial activity in the composting material.

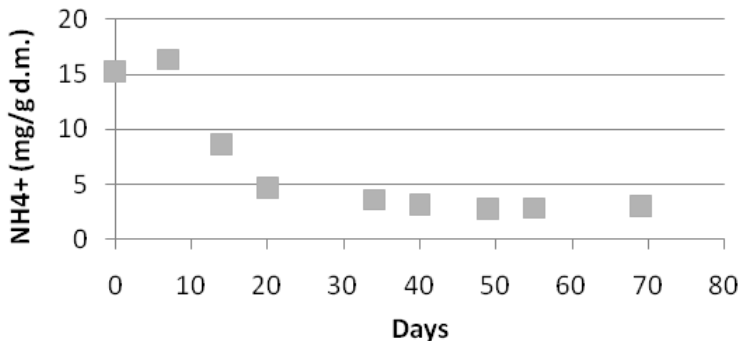


Figure 4: Ammonia uptake in Compost reactors

3.3 Treatment performance of Greywater module

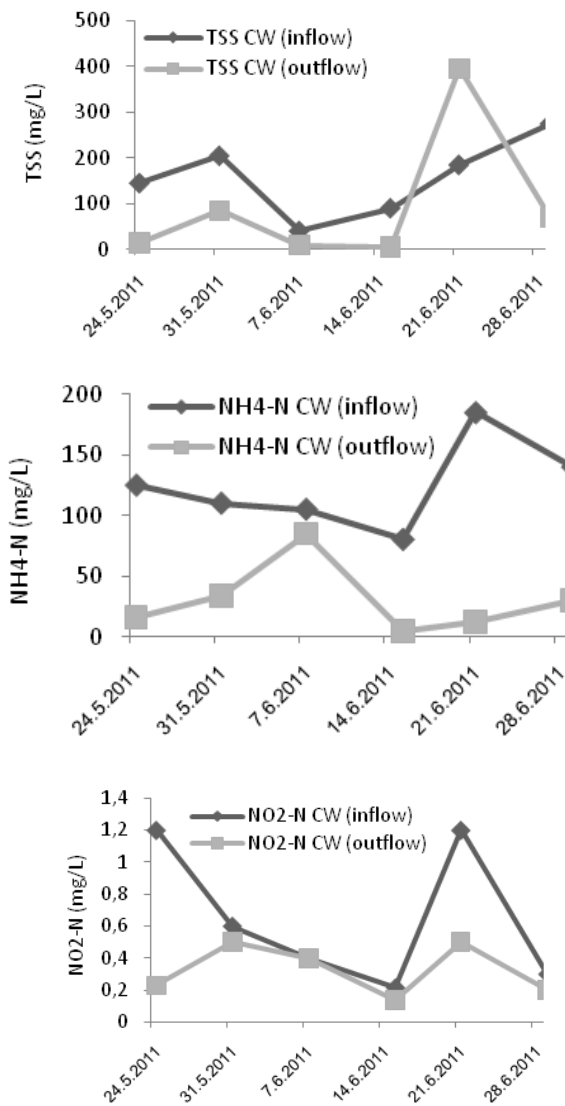
Table 5 summarizes physical, chemical and microbiological quality of wastewater in Greywater module during monitoring period with removal efficiency calculations, which are based on the differences between the concentrations at the inflow and at the outflow from the constructed wetland. Figure 5 shows weekly fluctuations of selected physical and chemical parameters in Greywater module during monitoring period.

Temperature was seasonally depended. The lowest temperature (21.5 °C) was measured at the beginning of the monitoring period in May 2011 and the highest (26.5 °C) at the end of the monitoring period in June 2011. The pH in CW was found to be well-buffered as pH values at the outflow from CW did not change markedly (Table 5) despite fluctuations in pH values at the inflow. This is in accordance with findings of many other authors [14,15]. Dissolved oxygen was low at the inflow in CW (average 0.6 mg/L) and little higher at the outflow from CW (average 1 mg/L) reflecting sufficient aeration due to intermitted loadings. The electrical conductivity was in the typical range for greywater [16]. Electrical conductivity was higher at the inflow comparing to the outflow most probably due to the decomposition processes which took place in CW. Often there was no outflow from the vertical CW due to small amount of graywater and evapotranspiration in the horizontal CW, so the data present mostly horizontal CW.

When the number of tourist at Natural Park Soline was low there was no inflow of GW into CW due to low consumption of tape water for hand washing. As expected, average TSS values were higher at the inflow comparing to the outflow (147.5 mg/L and 120 mg/L, respectively). $\text{NH}_4\text{-N}$, $\text{NO}_2\text{-N}$, $\text{NO}_3\text{-N}$, $\text{PO}_4\text{-P}$, TP, COD and BOD_5 were in most cases markedly higher in the inflow into CW compared with the outflow. The average removal efficiency for TSS reached 46%, for $\text{NH}_4\text{-N}$ 74%, for $\text{NO}_2\text{-N}$ 37%, for $\text{NO}_3\text{-N}$ 72%, for $\text{PO}_4\text{-P}$ 68%, for TP 60%, for COD 79%, and for BOD_5 89% (Table 5). CW was efficient also in removal of bacteriological parameters with removal efficiencies reached 73% for total bacterial count, 96% for total coliforms, 99% for faecal enterococci and 70% for Stapylococci. *Escherichia coli* was not present in CW. Average BOD_5 and COD values at outflow met Slovenian standards concerning the effluent discharges from small communal treatment plants [12], while inflow BOD_5 and COD values were higher than legislation limits. Regarding Slovenian legislation limits concerning the effluent discharges into the receiving waters [13] average TSS, $\text{NH}_4\text{-N}$, TP and BOD_5 values exceeded legislation limits at the inflow and at the outflow from CW. Average $\text{NO}_3\text{-N}$ and COD values met the legislation limits [13] at the outflow but not at the inflow.

Table 5: Horizontal heterogeneity and removal efficiencies of physical, chemical and bacteriological parameters in Greywater module (for physical and chemical parameters average, minimum and maximum values and standard deviations were calculated) in comparison with Slovene legal requirements. Exceeded legislation values are marked in bold.

	Inflow into CW (n=6)		Outflow from CW (n=6)		Removal (%)	Legislation limit value [12]	Legislation limit value [13]
	average	range	average	range			
Physical and chemical parameters							
T (°C)	22.7±1.3	21.5-26.5	22.6±1.4	21.5-25	-	-	30
pH	7.5±0.7	6.9-8.5	7.6±0.2	7.3-7.8	-	-	6.5-9.0
DO (mg/L)	0.6±0.8	0.1-1.8	1.0±0.9	0.1-2.5	-	-	-
EC (mS/cm)	1.9±0.8	1.2-2.9	0.8±0.1	0.7-1.2	-	-	-
TSS (mg/L)	147.5±104.1	40-275	120±185.7	5-395	46	-	80
NH ₄ -N (mg/L)	127.5±45.6	80-185	33±36.2	5-85	74	-	10
NO ₂ -N (mg/L)	0.5±0.5	0.2-1.2	0.3±0.2	0.1-0.5	37	-	1
NO ₃ -N (mg/L)	31.1±29.5	5.5-61	7.3±5.6	2-15	72	-	25
PO ₄ -P (mg/L)	50±30.3	25-92	17±12.9	4-34	68	-	-
TP (mg/L)	65±30.7	38-95	23±10.1	16-38	60	-	2
COD (mg/L)	411.5±71.6	340-505	88.8±56.8	46-172	79	150	120
BOD ₅ (mg/L)	357.3±189.3	195-630	29.2±14.8	14-56	89	30	25
Flow (L/min)	0-7.5		0-4.2		-	-	-
Bacteriological parameters							
Total bacterial count (MPN/mL)	3x10 ⁵		8x10 ⁴		73	-	-
Total coliforms (MPN/mL)	1.5x10 ⁵		6x10 ³		96	-	-
Faecal enterococci (MPN/mL)	1.5x10 ⁴		80		99	-	-
Staphylococci (MPN/mL)	150		45		70	-	-
Escherichia coli (MPN/mL)	no		no		-	-	-



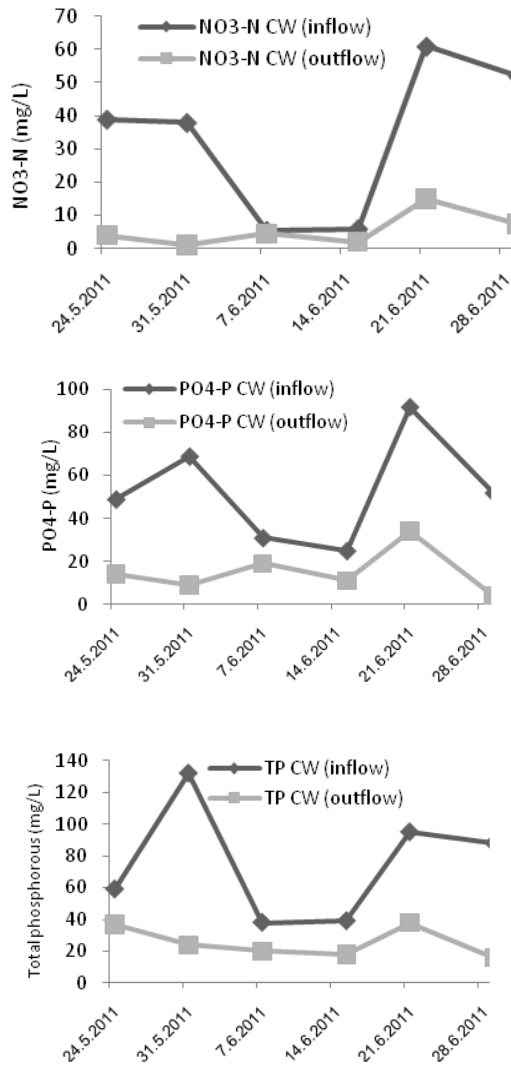


Figure 5: Fluctuations of physical and chemical parameters in Greywater module

3.4 Treatment performance of Evaporation module

Table 6 summarizes microbiological quality of BW in Solar evaporator on 21.6.2011. Removal efficiencies were calculated based on differences between bacterial concentrations in Expanded clay biofilter and Solar evaporator. Solar evaporator was very efficient in removal of all bacteriological parameters with removal efficiencies above 98%. *Escherichia coli* was not determined in Solar evaporator.

Table 6: Bacteriological parameters in Evaporation module on 21.6.2011.

Bacteriological parameters	Unit	Solar evaporator	Removal (%)
Total bacterial count	MPN/mL	6x10 ³	98.0
Total coliforms	MPN/mL	<10	99.9
Faecal enterococci	MPN/mL	1.1x10 ³	99.6
Staphylococci	MPN/mL	1	99.2
<i>Escherichia coli</i>	MPN/mL	no	-

4 Conclusions

The prototype reached expected treatment performance and effluent quality. Blackwater module performed with zero emission for BWL, while sanitation of the compost was not successful enough for safe end usage. The temperature in Compost module reached maximum value of 25 °C instead of 50 °C – 60 °C, which would be necessary for proper sanitation of the compost. Greywater module reached satisfied performance goals for removal of nitrogen and pathogens. However, the removal of COD and phosphorous did not reach expected performance due to stagnation of greywater in reservoir and sumps because of low water consumption for hand washing which lower the quality of the outflow. The performance of greywater module could be increased by the re-construction or pre-treatment of the system with chemically enriched media with high sorption capacity for P and by reconstruction of reservoir to prevent water stagnation. CW was efficient also in removal of bacteriological parameters with removal efficiencies reached 73% for total bacterial count, 96% for total coliforms, 99% for faecal enterococci and 70% for *Stapylococci*. *Escherichia coli* was not present in CW. However, further research, especially on microbiological parameters, is needed to establish safe use of greywater for toilet flushing. The overall results showed that some components such as the blackwater solid fraction post treatment unit need some additional development work to reach the ambitious goal of

nutrient reuse in agriculture. However all those challenges and related problems during the prototype testing was an important learning process for a proper market implementation.

Acknowledgements

The study was carried out within the project Sanbox (*Development of an innovative sanitation and wastewater treatment system for remote located tourist facilities*, Capacities, Research for the benefit of SMEs of the EU 7th Framework Programme. The authors are grateful for the support.

References

- [1] Werner C., Avendano V., Demsat S., Eicher I., Hernandes L., Jung C., Kraus S., Lacayo I., Neupane K., Rabiega A., Waffler M., 2004. (Ecosan) – closing the loop. Proc. 2nd. IntSymp. Ecological Sanitation Lübeck Apr. 7-11, 2003. GTZ Echborn Germany, 1004 pp.
- [2] Rosemarin, A., 2003. Putting EcoSan on the Global Agenda - Results from the 3rd World Water Forum, Kyoto, March 16-23, 2003. Proc 2nd International Symposium on Ecological Sanitation. Lübeck March 2003. p. 45-49.
- [3] Drangert J-O., 2004. Norms and Attitudes Towards Ecosan and Other Sanitation Systems. EcoSanRes Publications Series Report 2004-5. Stockholm Environment Institute.
- [4] Simpson-Hébert M., Rosemarin A., Winblad U., 2005. Ecological sanitation: reaching for the Johannesburg Summit target. In: The Business of Water and Sustainable Development. Chenoweth, J. and Bird, J. (eds.) Greenleaf Publishing. Sheffield, U.K. 392 pp.
- [5] Al Baz R. Otterpohl R., Wendland C. (eds) 2008. Efficient Management of Wastewater, its Treatment and Reuse in Water Scarce Countries. Springer publication, ISBN: 978-3-540-74491-7
- [6] Otterpohl R., 2001. Design of highly efficient source control sanitation and practical experience. In: Decentralised Sanitation and Reuse: Concepts, Systems and Implementation, P. Lens, G. Zeeman, & G. Lettinga (eds.), IWA Publishing, pp. 165-180
- [7] Bohemen H., 2005. Ecological engineering-Bridging between ecology and civil engineering, Aeneas Technical Publishers, The Netherlands.
- [8] Jenssen P.D., 2005. A complete recycling (ecosan) system at student dormitories in Norway. In: H. v. Bohemen (ed.) Ecological engineering-

- Bridging between ecology and civil engineering, Aeneas Technical Publishers, The Netherlands, pp 81-83.
- [9] Griessler Bulc T., Oarga A., Babič R., Uršič M., Kompare B., Krivograd Klemenčič A., 2010. Prototype blackwater module including CAD plans, technical description, user manual and report. University of Ljubljana, Faculty of Civil and Geodetic Engineering and Faculty of Health Sciences Ljubljana, 2010.
 - [10] OG RS 42/2004: Official Gazette of the Republic of Slovenia (2004). Decree on processing biodegradable waste into compost (in Slovene).
 - [11] Peter-Fröhlich A., Bonhomme A., Oldenburg M., Gnirss R., Lesjean B., 2007. Sanitation Concepts for Separate Treatment of Urine, Faeces and Greywater (SCST) - Results. Berlin, Kompetenzzentrum Wasser Berlin gGmbH.
 - [12] OG RS 98/2007: Official Gazette of the Republic of Slovenia (2007). Decree on emission of substances in discharge of waste water from small communal treatment plants (in Slovene).
 - [13] OG RS 47/2005: Official Gazette of the Republic of Slovenia (2005). Decree on the emission of substances and heat in releasing waste waters into surface waters or sewerage (in Slovene).
 - [14] Griessler Bulc T., 2006. Long term performance of a constructed wetland for landfill leachate treatment. *Ecological Engineering*, 26, 365-374
 - [15] Griessler Bulc T., Ojstršek A., 2008. The use of constructed wetland for dye-rich textile wastewater treatment. *Journal of Hazardous Materials*, 155, 76-82.
 - [16] Eriksson E., Auffarth K., Henze M., Ledin A., 2002. Characteristics of grey wastewater. *Urban Water* 4: 85-104.



re-water 2011, Braunschweig

Wärmerückgewinnung aus Abwasser- Beispiele aus Berlin

Alexander Schilkowsky, 21./22. November 2011



Wärmerückgewinnung aus Abwasser

- Einführung
- Beispiel IKEA
- Weitere Beispiele
- Wärmeleck Kanal?
- Fazit

Alexander Schilkowsky, 21./22. November 2011

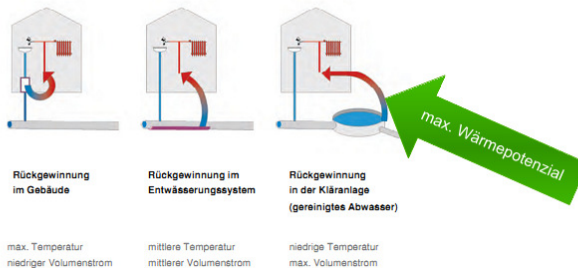
Einführung

- Weil es von den „Produzenten“ erwärmt wurde, hat Abwasser ein höheres mittleres Temperaturniveau als seine Umgebung.
- Die Rückgewinnung dieses Wärmepotenzials ist umwelttechnisch sinnvoll und kann bereits heute wirtschaftlich interessant sein.
- Abwasserdruckrohre (und Abwasserkanäle) können als Niedertemperatur-Fernwärmenetz verstanden werden.

Alexander Schilkowsky, 21./22. November 2011

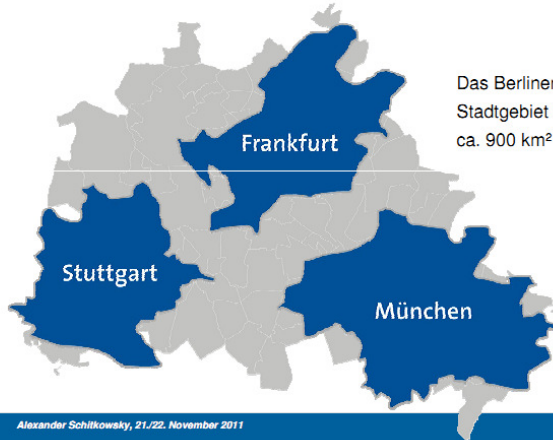
Einführung

- Mögliche Standorte der Wärmegewinnung (DWA M 114)



Alexander Schilkowsky, 21./22. November 2011

Einführung



Das Berliner
Stadtgebiet ist
ca. 900 km² groß

Alexander Schilkowsky, 21./22. November 2011

Einführung_ Abwasserentsorgung in Berlin

**Kanäle**

4.309 km Abwasserkanäle
1.921 km Mischkanäle
3.253 km Regenkanäle
68 km Sonderkanäle

9.551 km insgesamt

Pumpwerke

13 Hauptpumpwerke
52 Anschlusspumpwerke
62 Überpumpwerke
19 Regenpumpwerke
4 Sonderpumpwerke

150 insgesamt

Druckleitungen

1.173 km

Klärwerke

(Zulauf in Tm³ pro Tag)

Ruhleben	247
Waßmannsdorf	200
Schönerlinde	105
Münchehofe	43
Stahnsdorf	47
Wansdorf	40

Insgesamt 682

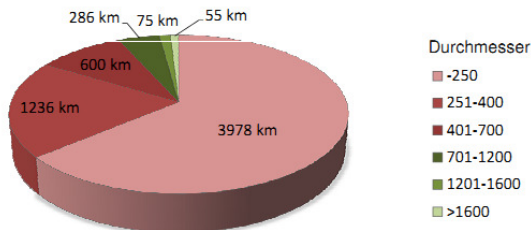


Alexander Schilkowsky, 21./22. November 2011

Einführung_ Abwasserentsorgung in Berlin



- etwa 7 % des Berliner Schmutz- und Mischwasserkanalnetzes sind größer DN 700, dies entspricht ca. 416 km



Alexander Schilkowsky, 21./22. November 2011



Beispiel IKEA

Die Ausgangssituation 2009:

- Neubau geplant
- Druckrohrleitung DN 1000 (Stahl) vorhanden
- Entfernung Druckrohr - Heizzentrale ca. 150 m



Aber: Keine Referenzanlage vorhanden !

Alexander Schilkowsky, 21./22. November 2011



Beispiel IKEA

Die Idee:

- Integration eines Wärmetauschers in vorhandene Druckleitung

Anforderungen:

- keine hydraulische Beeinflussung des Abwasserstromes durch Reduzierungen, Einbauten etc.
- keine signifikanten Druckverluste
- (möglichst) permanenter Durchfluss
- langfristig wartungsfreier Betrieb

Alexander Schilkowsky, 21./22. November 2011



Beispiel IKEA

Die Lösung:

- Doppelmantel-Rohrwärmetauscher als Bypass:
 - Gesamtlänge: 204 m
 - Fließgeschwindigkeit: 1 m/s
 - Volumenstrom: 500 – 1.400 m³/h
 - Kernrohr: DN 700, ohne ZM-Auskleidung
 - Mantelrohr: DN 800, ohne ZM-Auskleidung, mit PE-Ummantelung
 - Druckverlust durch Wärmetauscher: 0,023 bar

Alexander Schilkowsky, 21./22. November 2011

Beispiel IKEA



Alexander Schittkowski, 21./22. November 2011

Beispiel IKEA



Doppelmantelrohrwärmetauscher



Schieber DN 700

Alexander Schittkowski, 21./22. November 2011

Beispiel IKEA



Endstück Wärmetauscher



Induktive Durchflussmengenmessung

Alexander Schlikowaky, 21.22. November 2011

Beispiel IKEA



Anschluss Nahwärmetrasse



Nahwärmetrasse

Alexander Schlikowaky, 21.22. November 2011

Beispiel IKEA

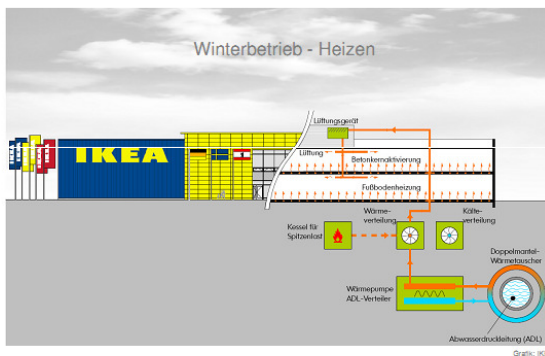
- Dezember 2010: Eröffnung der 3. IKEA-Filiale in Berlin mit rund 43.000 m² BGF
- Heizleistung: ca. 70 % des Jahresbedarfs aus Abwasser
- Kühlleistung: 100 % des Jahresbedarfs aus Abwasser

- Installierte Gesamtleistung: 2.496 kW
 - Wärmeleistung Elektrowärmepumpen: 1.476 kW
 - Gasbrenner für Spitzenlast: 2 x 510 kW
- Kälteleistung Wärmepumpen: 1.137 kW

- Primärenergieeinsparung geplant: 37 %
- Senkung der CO₂-Emissionen: bis zu 770 t/a

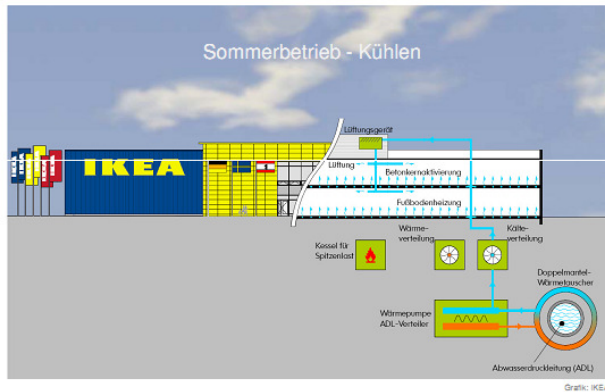
Alexander Schlittowsky, 21./22. November 2011

Beispiel IKEA



Alexander Schlittowsky, 21./22. November 2011

Beispiel IKEA



Alexander Schlittowsky, 21./22. November 2011

Beispiel IKEA

- Wärmespeicher:
 - 1.250 m³, Sprinklerzentrale als Pendelspeicher
- Heizung:
 - Fußbodenheizung, Betonkernaktivierung, Deckenstrahler
- Lüftungsanlagen:
 - Wärme- und Kälterückgewinnung
- Zusätzlich:
 - Photovoltaik (4.000 m²/ 575 kWp)

Ökologisch und ökonomisch sinnvoll

Alexander Schlittowsky, 21./22. November 2011

Beispiel IKEA

- Umfangreiches Monitoring inkl. Optimierung der Gesamtanlage im ersten Betriebsjahr, Betriebserfahrung 12/2010 bis 09/2011:
- Winterbetrieb:
 - Abwassertemperatur: jederzeit $> 13^{\circ}\text{C}$
 - ΔT Wärmetauscher: deutlich $< 2\text{ K}$
 - Leistungsbilanz der Wärmepumpe (COP): bis 7,5 (!)
 - bislang kein Bedarf für Spitzenlastkessel
 - laufende Optimierung der Anlage und der Steuerung
 - Förderstopps während Nachtstunden unproblematisch



Alexander Schlukowsky, 21./22. November 2011

Beispiel IKEA

- Umfangreiches Monitoring inkl. Optimierung der Gesamtanlage im ersten Betriebsjahr, Betriebserfahrung 12/2010 bis 09/2011:
- Sommerbetrieb:
 - Abwassertemperatur: jederzeit $< 21^{\circ}\text{C}$
 - ΔT Wärmetauscher: ca. 1 K
 - kein Bedarf für Pendelspeicher
 - kein Bedarf für Kühlung durch Lüftung, (Regelungsgröße CO_2 -Konzentration)
 - Förderstopps während Nachtstunden unproblematisch

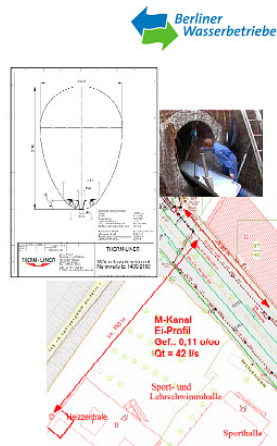


Alexander Schlukowsky, 21./22. November 2011

Weitere Beispiele

Kanalwärme zur Beheizung von Beckenwasser der Sport- und Lehrschwimmhalle Berlin-Schöneberg:

- Machbarkeitsstudie durch Berliner Wasserbetriebe
- Mischwasserkanal Profil Ei 1400/2100
- Anbindung an vorhandene Anlage
- Entfernung Kanal Nutzer ca. 150m (Parkplatzfläche)
- Begleitforschung zur Optimierung des Wärmetauschers im Kanal geplant



Alexander Schlittowsky, 21./22. November 2011

Weitere Beispiele

Schwimm- und Schulsporthalle Berlin-Schöneberg

- Wärmebedarf: 1.039 MWh / a
 - Wärmeerzeuger aktuell: 2 Gasbrenner mit je 1.750 kW
 - Wärmeangebot Kanal: >150 kW
 - Temperaturdifferenz Abwasser: 2 K max.
 - Heizleistung der geplanten Gasabsorptions WP: 4 x 42 kW
 - Primärenergieaufnahme Gasabsorptions WP: 4 x 25 kW
- geplante Inbetriebnahme: April 2012
- Gesamtinvestitionskosten (geplant): ca. 450.000 €

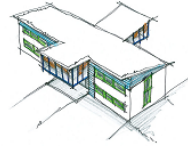
Förderung durch UEPII und EFRE-Mittel

Alexander Schlittowsky, 21./22. November 2011

Weitere Beispiele

Neubau Betriebsgebäude und Fahrzeughalle

- System:
 - Druckrohrwärmetauscher DN 300/350
 - Wärmepumpen und Gaskesselanlage
- Wärmeleistung WP / Gaskessel 26 / 48 kW
- Wärmetauscher „begehrbar“ im Pumpwerksgebäude aufgestellt
- Primärenergieeinsparung: ca. 28 %
- Senkung CO₂-Emission: ca. 30 %

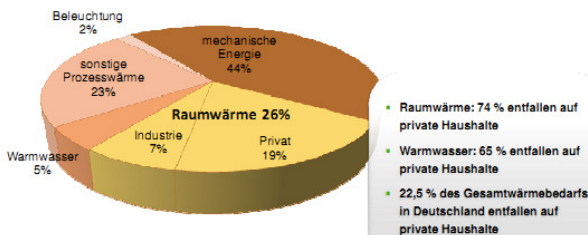


Förderung durch Investitionsbank des Landes Brandenburg

Alexander Schitkowaky, 21./22. November 2011

Wärmeleck Kanal?

Endenergieverbrauch nach Anwendungsbereichen in Deutschland 2007

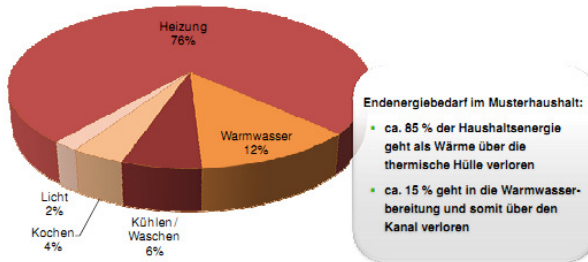


Quelle: BMWI, Stand 12/2008

Alexander Schitkowaky, 21./22. November 2011

Wärmeleck Kanal?

Endenergieverbrauch im Musterhaushalt



Quelle: DWA

Alexander Schlittowsky, 21./22. November 2011

Fazit

- In der Praxis liegen Wärmebedarf und Angebot meist weit auseinander
- Ganzheitliche Projektbetrachtung notwendig
- Genaue Kenntnis über langfristigen Wärmebedarf und Wärmeangebot
- Positiv auf die Gesamtwirtschaftlichkeit wirken
 - hohe Betriebsstundenzahl (z.B. Heizung und Kühlung kombiniert)
 - niedrige Vorlauftemperaturen (z.B. Flächenheizung, mehrstufige Erwärmung)
 - kurze Leitungswege
 - optimierter Anlagenbetrieb

Alexander Schlittowsky, 21./22. November 2011

Fazit

- Deutliche Senkung des Primärenergiebedarfs ist möglich und damit
 - Senkung der CO₂-Emission
 - Senkung der Betriebskosten
- „Projektvorlaufzeit“ ist nötig und muss bei der Planung berücksichtigt werden
- Potenzialstudie für Abwasserdruckrohr- und Kanalwärmeangebot für definierte Einzugsgebiete ist sinnvoll
- In Berlin werden derzeit weitere mögliche Projekte geprüft

Alexander Schitkowsky, 21.22. November 2011

Ansprechpartner

Berlinwasser Regional

Alexander Schitkowsky

Neue Jüdenstraße 1

10179 Berlin

Tel.: 030/ 747 57 158

Fax: 030/ 747 57 169

Email: Alexander.Schitkowsky@bwb.de

Alexander Schitkowsky, 21.22. November 2011

Energy Reduction in the Urban water Cycle: A review

J. A. Elias-Maxil, Luuk Rietveld

Department of Watermanagement. Delft University of Technology

Abstract

The Urban Water Cycle (water supply, transportation, treatment and disposal) is a service that consume energy. The amount of delivered energy spent before, during and after use varies according to several conditions of urban zones. The following manuscript is an overview of the energy balance in the Urban Water Cycle. Strategies to reduce the overall energy consumption according to the *trias energetica* principle are discussed.

1. Introduction

Urban water management is a service that consumes approximately 3% of the total delivered energy in urban zones [1]. The abstracted water is treated, transported and distributed to the end-user. Once water has been used; water is collected and transported to an installation where a second treatment is performed. Treated water is in some cases reclaimed for a reuse, but most frequently disposed. After this last stage, water gets into contact with the natural water cycle and eventually, more water will return to the urban zone closing the Urban Water Cycle (UWC). According to Mitchell et. al., [2] the UWC comprises water catchment and withdrawal, treatment, distribution, water use, wastewater treatment, recycling and rain water. The UWC can be divided in three main categories according to its handling and characteristics: before, during and after use (Drinking Water, Tap Water and Wastewater respectively).

Drinking Water (DW) and wastewater (WW) are centralized or semi-centralized systems managed by waterworks, while Tap Water (TW) is the decentralized system who benefits from the service (in this study, residential and commercial sector). The initial and final characteristics of water are different in each stage and the type of energy needed or extracted during handling can also differ. Figure 1 shows the energy types involved (mainly electrical and thermal energy) in each stage of the main categories. Signs negative and positive correspond to energy expenditure or gain respectively. In DW production (stages 1 to 3) energy is mainly required for pumping.

During water use (stage 4), thermal energy is used for water heating. Stages 5 to 8 denote the category in the UWC related to the management of WW. In the stage 7 (WW treatment), thermal and electrical energy can be reclaimed from WW.

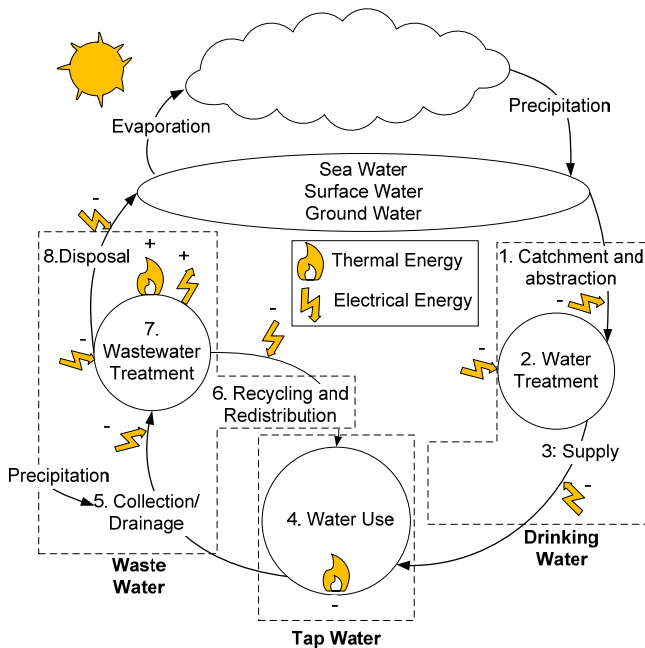


Figure 1. . Energy use and production from the Urban Water Cycle. The main categories according to water use, are denoted by dotted squares.

1.1 Energy for Drinking Water Production (First category of the UWC)

In the first stage of the UWC, water must be abstracted, and transported to a first treatment for the fulfillment of a quality level; in this stage, mostly electrical energy is used directly in the operation of pumps for transportation and treatment and there is an indirect energy use for the production of chemicals.

In terms of energy, a Life Cycle Assessment-based research for the water facilities of Toronto was performed by Racoviceanu et. al., [3]. The conditions of the mentioned study were delimited to the operational phase. The authors found out that electrical energy needed for pumping accounted for 94% of the total energy burden and 90% of

the total CO₂ emissions, while the energy burden related to the production of chemicals and transportation (of chemicals) accounted only with 5%. The city of Toronto spent 1.4 PJ of DEC in 1998 for water pumping; approximately one half of the pumped water was DW which represented 0.75% of the Delivered energy (DE) of the city [4]. Efficiency Conversion factors must be taken into account to estimate the amount of Primary Energy consumed per unit of DE. For the city of Toronto, the efficiency is 40% [3].

1.2 Energy during consumption (Second Category of the UWC)

Most of the purposes of water in urban zones are related to cleaning. They can be divided in eight main activities [5] - toilet, shower, washing machine, dishwasher, kitchen tap, bathroom tap, bathtub, and outside tap. According to results shown from a survey in the USA, approximately 150 L of water were heated from 13 °C (average tap water temperature) to 40 °C [6]. Taking into account that in the USA, 40% of residential water is heated with electricity [7], the efficiency factor of electrical (0.9) and gas (0.82) heaters, and the efficiency factor to convert Primary energy (PE) to thermal energy by electricity (3 PE units/ 1 electricity as gas) [7], the PE per capita consumed for heating amounts to 13000 MJ annually. In The Netherlands, each person heats approximately 68.8 L of tap water in households of the average daily consumption of 127.5 L [8, 9]. The 24 h average temperature of water is 27 °C [15]. Assuming the average temperature in DW distribution networks is 12.5 °C [10]; the energy demand for heating can reach 2800 MJ/a per capita. If efficiency factors are taken into account, the PE for water heating would be closed to 4400 MJ/a per capita.

1.3 Energy After use (Third Category of the UWC)

In relation with the previous paragraph, the first issue to highlight is that once WW leaves a household, the heat carried is lost while WW is being collected and transported with the help of pumps to the Wastewater Treatment Plant (WWTP). Percentages of energy consumption vary according factors such as level difference in urban zones, pluvial precipitation, proximity to the WWTP, type of sewer (combined or separated) and demographic density. In the Walloon region, it has been found out that due to the fact that most of the sewer is driven by gravity, energy expenditures are not considerable compared to the overall energy required in the water cycle. In Sydney, the percentage of energy consumed in sewerage systems is close to 7% of the total energy spent in the UWC [11], while in The Netherlands, the percentage is 10% [12].

In the WWTP, aeration in aerobic processes can represent electricity expenditures from 1.8 MJ/m³ to more than 3.6 MJ/m³ depending on the type of biological system [13]. However, higher energy consumptions can be found. A study of almost 1000 WWTPs in Japan was focused on determining the specific energy consumption for WW treatment. The interval of energy consumption was 1 to 7.5 MJ/m³ of WW due to the

different operations among the WWTP's. The biological depuration can represent one half of the total operational expenditures in WWTPs [14].

Biogas is the most common form of energy that is currently being recovered from wastewater [15]. Theoretically, the usable energy available by biogas generation from sludge in the USA could be 438 MJ/inhab/a; 35% would be used for the production of electricity [16]. The potential of harvesting biogas in the USA estimates that for every 45000 inhabitants (with an average water consumption of 380 L/day) about 360 MJ (100 kWh) of electricity are produced with the help of CHPs (and 777 MJ of heat could be recovered) [17].

The reclamation practice depends on the purpose for reuse; advanced treatment systems have been applied for Ground Water (GW) recharge, industrial water, indirect and direct potable reuse. Kennedy and Tsuchihashi [13] enumerate seven cases where membrane filtration, advanced oxidation processes, adsorption and dissolved air flotation are used.

2. Primary energy in the Urban water cycle and production of Greenhouse Gases

As illustrated in Table 1, the energy consumption for water heating in the residential sector accounted for more than 80% of the total energy in the UWC of the USA and The Netherlands. Therefore, electricity for water transport and treatment accounts only for about 20 %. Similar percentage has been found in Taiwan where 84.5 % of the energy spent in common buildings is used for water heating in showers and food preparation; the rest is spent in treatment and transportation of water and wastewater [18]. From these numbers it becomes clear, that heat is by far the most important energy input in the UWC. Extrapolating this value to the share of thermal energy introduced to the UWCs, water heating accounts for about 10 % of the PE consumed in urban zones.

If the PE spent in the UWC per capita (Table 1) is multiplied by an emission factor of Greenhouse Gases (GHG) according to the type of DE, the equivalent mass of CO₂ emitted, can be calculated. For this calculation, the biogas produced during WW treatment is considered as fuel for electricity and heat production. In Table 2, the example of GHG emissions in The Netherlands is presented.

When biogas is not burned, this and other gases produced during biological treatment will count even more as CO₂ equivalents (methane has 21 times CO₂ equivalent emission than CO₂ [21]). The GHG emission per capita represents 3.14 % of the total CO₂ emission (The total emission equivalents per capita in the country were 10 300 kg eq. CO₂ in 2006 [22]). Frijns et. al., [23] estimated that the National contribution of CO₂ emissions from waterworks in (first and third category of the UWC) and the overall UWC were 0,8% and 3,3% respectively. In agreement with Washington et. al., in order to avoid the effects of Climate Change, a global reduction of 70 % in the emission of GHG must be achieved [24]; that implies that activities involved in the UWC should be improved.

Table 2. Annual eq. CO₂ emitted per person by domestic water use. Factors correspond to CO₂ emission by electrical production, hot water heating and biogas burning in The Netherlands [19, 25].

Category	Stage	Primary Energy, MJ/cap	Type of Delivered Energy	Emission Factor, eqCO ₂ /MJ	kg eq.CO ₂ emitted
Before Consumption	Water Catchment	301	Electricity	0.0689	21
	Water Treatment				
	Water supply and distribution	60	Electricity	0.0689	4
During Consumption	Water Use	4400	Natural Gas	0.0567	249
After Consumption	Collection and transportation of WW and other water	105	Electricity	0.0689	7
	WW treatment	476	Electricity	0.0689	33
	Biogas Production during treatment	110	Biogas	0.0908	10

3. Strategies for Energy Reduction in the Urban Water Cycle

There are some strategies to reduce the PE consumption in Water Cycles by improving operation practices and infrastructure. The “*Trias Energetica*” principle [26] points out

that the reduction of PE in the UWC can be accomplished with the use of the following strategies.

3.1 Reduction of energy demand

Reduction of energy demand would begin with the protection of water sources, enforcement of water savings and water reuse. According to Sala and Sierra [27], these strategies are the first steps to optimize energy consumption in the water cycle. Minimization of leakages could help to improve water conservation. Kumar and Karney [28] estimate that 13% of water loss by leakage could represent from 10% to 20% energy losses in pumping and treatment. When the quality of the water source is good, less robust treatment trains are needed and less (energy consuming) operations are required to achieve a required standard. Hertzler et. al., [29] propose urine separation from the source according to the authors, 80% of nitrogen and 50% of phosphorous comes from urine although; the volume of urine represents only 1% of the influent in a WWTP.

3.2 Renewable Energy for and from the Urban Water Cycle

The second approach to reduce the energy consumption in water treatment is to substitute fossil fuels for Renewable Energy Sources (RES) which can be used in high energy-demanding processes. Mathioulakis et. al. [30] have discussed the characteristics of different desalination processes driven by RES. Among desalination processes such as Dehumidification, Membrane Distillation (MD) and Reverse Osmosis or Electrodialysis coupled with photovoltaics (PV) and wind; MD seems to be an adequate technology that can be implemented in warm climates and waste heat sources such as cooling water (often warm brackish water) from industrial sources. Nevertheless, MD, has not been applied widely in practical applications. , in some documented cases, of field problems; the mayor problems were caused by the membrane (fouling) and plant lifetime [31]. Although conventional thermal desalination is a higher energy consuming treatment process, the technology and operational knowledge of this technology have become a suitable option for decentralized facilities in remote locations and high solar intensity [32]. However the high price and low yield of RES compared with Conventional Energy Sources (CES) is still a barrier to use these technologies. Besides, the fluctuation of sources such as wind and sun makes it difficult to use them for base-load supply and considerations for energy storage have to be made in the design of such systems.

For water heating, the use of RES (i.e. solar power) for heating has not been adopted widely. Leidl and Lubitz [33] consider that solar heating technologies in households has not been implemented by the low awareness, and lack of experience and information on the performance.

The UWC can be a source of renewable energy and some strategies have been done to recover energy from water. Kinetic energy can be recovered with the use of microturbines, this method can be implemented in regions where the DW is above the urban zone. Berg [34] estimates that with a flow of 7 L/s and a difference level between the water source and the reservoir of 20 m, 288 GJ of electricity can be produced per year. One example of electricity generated by means of hydropower has been put into practice in Warendorf, Germany. A water wheel (4.83 m diameter, 1.5 m width, 40 plates) was installed in the discharge channel of a WWTP. The water wheel has a capacity to produce 13.6 kW of electrical energy at 50% filled flow (flow: 1440 m³/h). Annually, the energy output varies between 30 and 144 GJ.

Electricity and heat can be reclaimed from chemical energy by the burning of biogas. The heat value of biogas -23.3 MJ/ Nm³- [35] can produce electricity and heat if an adsorption heat pump is coupled to a Combined Heat and Power equipment (CHP).

The high efficiency of CHP has made an attractive method to harvest electricity and heat simultaneously. The developed technology in CHP has made these systems economically feasible in WWTP's. Horne et. al., [36] show diverse case studies where energy savings in WWTPs were improved with the use of CHP in the USA. In The Netherlands, 1838 TJ of energy were produced by sludge digestion [19], these energy corresponds to 110 MJ/inhab/a. Nevertheless, the chemical energy contained in WW that could be extracted, represents a low percentage of the total energy content in WW. Fumanizu et. al., [37] estimate that the chemical energy converted to work obtained in a WWTP in Japan, represents near 1/5 of total energy contained in WW if heat is taken into account.

Pöschl et. al. [38] mention some other methods to reclaim energy from biogas such as Stirling engines, organic Rankine processes and the coupling of CHP with absorption chillers (to produce electricity, heat and cold), the use as natural gas and fuel cells is also a method to extract electricity from chemical energy.

One technology that promises direct electricity generation during the treatment of WW is the fuel cell, specifically Microbial Fuel Cells (MFC). When MFC have been applied to treat WW, Aelterman et. al. [39] demonstrated in laboratory scale a production of 58 W/m³ (288 kJ) of electricity. In relation with the quality of the effluent produced, MFCs have been able to reduce 8% of initial COD in a hydraulic retention time of 33 hours [40]. The electricity that can be extracted from MFC is still lower than with CHP. With 1 m³ of domestic WW, 680 kJ (compared to 288 kJ obtained in controlled conditions as above mentioned) of electricity can be produced by the burning of biogas [17]. Pham et al., [41] consider that the future of Anaerobic Digestion and MFC will be complementary. The first ones will be able to treat highly polluted WW at temperatures

above 30°C, MFCs will be able to treat water with low concentrations and at low temperature.

3.3 Efficient use of fossil fuels

In the third Strategy to follow, energy efficiency can be improved with optimization of the treatment processes. Operational improvements that according to Lutz [42] could reduce total energy costs are the use of dual speed motors, adjustable speed drivers and blowers, together with the use of high efficiency motors. The field of optimization has been widely studied and approaches are focused in specific processes and operations of the water cycle, automation and control in real time and predictive models will increase the performance of centralized, decentralized and individual costumers of the UWC.

4. Conclusions

Depending on the characteristics of each region, the supply of water for human use and evacuation of used water can represent approximately 80% of the total energy consumption for cities. Therefore, the reduction of energy for heating and the reuse of heat should be one of the first approaches to reduce the overall GHG emissions related to the UWC.

In terms of Energy, the first approach to make a more sustainable UWC is the conservation of water. Minimizing water consumption and protecting the water sources promotes energy conservation as less water has to be processed in the UWC and less stringent operations (in DW treatment) are required.

Water purification with RES is a growing field of research that can have some advances in cost reduction and operation in the future. However, water production still depend on fluctuations of available energy. Membrane Distillation can be technically and economically competitive for water purification, with emphasis on desalination and for the treatment of warm water.

Electricity and heat generation by CHP from WW is the most feasible technology which can be applied in WWTPs. Biogas production and upgrading of biogas to Green Gas is another option for energy recovery in water facilities

Microbial Fuel Cells are a promising way to produce electric energy from WW. Cheap manufacturing materials and lack of knowledge about scaling up are issues that hamper the commercialization of equipment. Information about pilot projects, long term performance of equipment, especially in continuous mode is also needed

The production of energy (and the reclamation of materials, such as nutrients from WW) is a feasible third strategy to decrease the total energy balance of the UWC.

Acknowledgements

The work presented at this paper was possible thanks to the scholarship given to the first author by Consejo Nacional de Ciencia y Tecnologia (CONACYT), Mexico.

Literatur/Quellen/References

1. James, K., S.L. Campbell, and C.E. Godlove, *Watergy: Taking Advantage of Untapped Energy and Water Efficiency Opportunities in Municipal Water Systems*, USAID, Editor. 2002, Alliance to Save Energy / USAID: Washington, D. C. p. 142.
2. Mitchell, V.G., R.G. Mein, and T.A. McMahon, *Modelling the urban water cycle*. Environmental Modelling and Software, 2001. 16(7): p. 615-629.
3. Racoviceanu, A.I., et al., *Life-Cycle Energy Use and Greenhouse Gas Emissions Inventory for Water Treatment Systems*. Journal of Infrastructure Systems, 2007. 13(4): p. 261-270.
4. Cuddihy, J., C. Kennedy, and P. Byer, *Energy use in Canada: environmental impacts and opportunities in relationship to infrastructure systems*. Canadian Journal of Civil Engineering, 2005. 32(1): p. 1-15.
5. Blokker, E.J.M., J.H.G. Vreeburg, and J.C. van Dijk, *Simulating residential water demand with a stochastic end-use model*. Journal of Water Resources Planning and Management, 2010. 136(1): p. 19-26.
6. Hendron, R. and J. Burch, *Development of Standardized Domestic Hot Water Event Schedules for Residential Buildings*, in *Energy Sustainability 2007*, N.R.E. Laboratory, Editor. 2008, NREL: California, USA. p. 11.
7. ACEEE. *Water Heating*. 2011 January 2011 [cited 2011 August 2011]; Available from: <http://www.aceee.org/consumer/water-heating>.
8. NEAA, N.E.A.A., CBS, and WUR. *Household water consumption per capita in the Netherlands, 1980-2001*. 2005 November 18, 2005 [cited 2010 26-March-2010]; Available from: <http://www.mnp.nl/mnc/i-en-0037-print.html>.
9. Geudens, P.J.J.G. and M.J.J. van Beeks, *Reflections on performance 2009 - Benchmarking the Dutch drinking water industry*, VEWIN, Editor. 2010, VEWIN: Rijswijk, The Netherlands.

10. Blokker, M.E.J. and E.J. Pieterse-Quirijns, *Modelling temperature in the Drinking Water Distribution System*. In preparation, 2010.
11. Lundie, S., G.M. Peters, and P.C. Beavis, *Life cycle assessment for sustainable metropolitan water systems planning*. Environmental Science and Technology, 2004. 38(13): p. 3465-3473.
12. Blom, J.J., et al., *Energie in de Waterketen (Energy in the Water Cycle)*, STOWA, Editor. 2010, STOWA: Amersfoort, The Netherlands. p. 95.
13. Kennedy, L.A. and R. Tsuchihashi, *Is water reuse sustainable? Factors affecting its sustainability*. Arabian Journal for Science and Engineering, 2005. 30(2 C): p. 3-15.
14. Mizuta, K. and M. Shimada, *Benchmarking energy consumption in municipal wastewater treatment plants in Japan*. Water Science and Technology, 2010. 62(10): p. 2256-2262.
15. Guest, J.S., et al., *A new planning and design paradigm to achieve sustainable resource recovery from wastewater*. Environmental Science and Technology, 2009. 43(16): p. 6126-6130.
16. Daigger, G.T., *Evolving urban water and residuals management paradigms: Water reclamation and reuse, decentralization, and resource recovery*. Water Environment Research, 2009. 81(8): p. 809-823.
17. EPA, *Opportunities for and Benefits of Combined Heat and Power at Wastewater Treatment Facilities*, C.H.a.P.P. EPA, Editor. 2007, Eastern Research Group, Energy and Environmental Analysis. p. 42.
18. Cheng, C.L., *Study of the inter-relationship between water use and energy conservation for a building*. Energy and Buildings, 2002. 34(3): p. 261-266.
19. Leerdam, R.v., et al., *De waterketen als energiebron*, K.W.R. Institute, Editor. 2010, KWR: Nieuwegein. p. 87.
20. Lassaux, S., R. Renzoni, and A. Germain, *Life cycle assessment of water from the pumping station to the wastewater treatment plant*. International Journal of Life Cycle Assessment, 2007. 12(2): p. 118-126.
21. EPA. *Greenhouse Gas Equivalencies Calculator*. 2011 21 June 2011 [cited 2011 August 2011]; Available from: <http://www.epa.gov/cleanenergy/energy-resources/calculator.html>.
22. UNDP. *Netherlands. Country profile of human development indicators*. 2011 [cited 2011 23 August 2011]; Available from: <http://hdrstats.undp.org/en/countries/profiles/NLD.html>.

23. Frijns, J., M. Mulder, and J. Roorda, *Op weg naar een klimaatneutrale waterketen* Rijkswaterstraat, Editor. 2008, Rijkswaterstraat, KWR, RIONED, STOWA. p. 71.
24. Washington, W.M., et al., *How much climate change can be avoided by mitigation?* Geophys. Res. Lett., 2009. 36(8): p. L08703.
25. Vreuls, H.H.J. and P.J. Zijlema, *The Netherlands: list of fuels and standard CO₂ emission factors*, SenterNovem, Editor. 2009, VROM (Ministry of Spatial Planning, Housing and the Environment).
26. Trias_Energetica. <http://www.triasenergetica.com>. [cited 2011 26 - August - 2011].
27. Sala, L. and M. Serra, *Towards sustainability in water recycling*. Water Science and Technology, 2004. 50: p. 1-8.
28. Kumar, G. and B.W. Karney. *Electricity usage in water distribution networks*. 2007.
29. Hertzler, P., et al., *Nutrient Control Design Manual: State of Technology Review Report*, T.C. Group, Editor. 2009, EPA: Ohio. p. 104.
30. Mathioulakis, E., V. Belessiotis, and E. Delyannis, *Desalination by using alternative energy: Review and state-of-the-art*. Desalination, 2007. 203(1-3): p. 346-365.
31. Charcosset, C., *A review of membrane processes and renewable energies for desalination*. Desalination, 2009. 245(1-3): p. 214-231.
32. Shannon, M.A., et al., *Science and technology for water purification in the coming decades*. Nature, 2008. 452(7185): p. 301-310.
33. Leidl, C.M. and D.W. Lubitz, *Comparing domestic water heating technologies*. Technology in Society, 2009. 31(3): p. 244-256.
34. Berg, H., *Wärmegewinnung aus Abwasser und Grundwasser*, D.V.d.G.-u.W. e.V., Editor. 2009, Ingenieurbüro H. Berg & Partner GmbH: Bonn, Germany.
35. IEA, *Renewables for Heating and Cooling-Untapped Potential*. 2007, Cedex, France: OECD/IEA.
36. Horne, J., et al., *Ensuring a Sustainable Future: an Energy Management Guidebook for Wastewater and Water Utilities*, G.E.a.T.F. EPA, Editor. 2008, EPA, Global Environment and Technology Foundation: Washington, D.C.
37. Funamizu, N.A., et al., *Reuse of heat energy in wastewater: Implementation examples in Japan*, in *Water Science and Technology*. 2001. p. 277-285.

38. Pöschl, M., S. Ward, and P. Owende, *Evaluation of energy efficiency of various biogas production and utilization pathways*. Applied Energy, 2010. 87(11): p. 3305-3321.
39. Aelterman, P., et al., *Microbial fuel cells for wastewater treatment*. 2006. p. 9-15.
40. Liu, H., R. Ramnarayanan, and B.E. Logan, *Production of Electricity during Wastewater Treatment Using a Single Chamber Microbial Fuel Cell*. Environmental Science and Technology, 2004. 38(7): p. 2281-2285.
41. Pham, T.H., et al., *Microbial Fuel Cells in Relation to Conventional Anaerobic Digestion Technology*. Engineering in Life Sciences, 2006. 6(3): p. 285-292.
42. Lutz, A.J., *Economic opportunities in waste water treatment*. Energy Engineering: Journal of the Association of Energy Engineering, 2005. 102(1): p. 21-39.

Authors

J. A. Elias-Maxil, Luuk Rietveld
Department of Water Management
Delft University of Technology
Stevinweg 1. 2628 CN Delft;
The Netherlands
J.A.EliasMaxil@TUDelft.nl
+31 15 2783347

Evaluierung und Optimierung der Wasser- und Stoffkreisläufe an der Valley View Universität (VVU) in Accra, Ghana

Gunther Geller, Ingenieurökologische Vereinigung, Augsburg
Prof. Dr. Jutta Kerpen, Hochschule RheinMain, Rüsselsheim
Florian Puschmann, Hochschule RheinMain, Rüsselsheim

Abstract

Die VVU hat sich zum Ziel gesetzt die erste ökologische Hochschule in Afrika zu werden. Im Rahmen zweier Forschungsprojekte von 2003 - 2010 wurden verschiedene ökologische Kreislaufkonzepte realisiert. Eine wichtige Rolle spielt dabei die separate Ableitung und Behandlung von Grau- Schwarz-, Braun- und Gelbwasser und die Nutzung zur Bewässerung und Düngung in der universitätseigenen Landwirtschaft.

Zielsetzung der hier vorgestellten Arbeit [1] war es, die Funktion der verschiedenen Anlagen und Prozesse zur Abwasser- und Urinbehandlung zu untersuchen und die Nährstoffkonzentrationen in den Teilströmen zu bestimmen.

Urin/Gelbwasser wird mittels Langzeitlagerung hygienisiert. Es treten erhebliche Stickstoffverluste aufgrund von Ammoniak-Ausgasung auf.

Die Biogasanlage produziert nur sehr geringe Biogasmengen, reinigt das Abwasser aber sehr gut.

Absetzbecken und Filter laufen aus verfahrenstechnischer Sicht sehr gut.

Probleme bestehen bei der Instandhaltung der technischen Anlagen. Wartungen und Reparaturen werden nur unregelmäßig ausgeführt und Anlagen fallen über längere Zeiträume aus.

Grau- Schwarz-, Braun- und Gelbwasser zeichnen sich durch einen hohen Gehalt an Nährstoffen aus.

1 Einleitung

Die VVU ist die größte, nichtstaatliche Universität in Ghana und rechnet innerhalb der nächsten Jahre mit einer Zunahme von jetzt etwa 3.100 auf 5.000 Studierende. Das Studienangebot umfasst vorwiegend Religionswissenschaften, Unternehmensführung und Informationstechnologie.

Der Campus liegt knapp 30 km nordöstlich von Accra. Die Fläche beträgt ca. 120 ha, von der etwa 15 % landwirtschaftlich genutzt werden. Durch das ökologische Gesamtkonzept und den Aufbau einer Kreislaufwirtschaft beabsichtigt die Universität eine ökologische Abfall- und Abwasserentsorgung und Nahrungsmittelproduktion zu implementieren, sowie die kostspielige Versorgung mit Wasser zu reduzieren.

Die ökologische Gesamtentwicklung der VVU wurde im Rahmen eines BMBF-geförderten F+E-Projektes (ab 2003) [2] und eines BMU-geförderten Investitionsvorhabens der Klimainitiative der Bundesregierung (2008 - 2010) [3] realisiert. Dabei wurde unter anderem ein ökologisches Wasser- und Abwasserkonzept entwickelt und implementiert. Nach Abschluss des Projektes werden die installierten Anlagen von der VVU weiterbetrieben. Eine Übersicht über die Wasser- und Abwasserkreisläufe sind Abbildung 1 zu entnehmen.

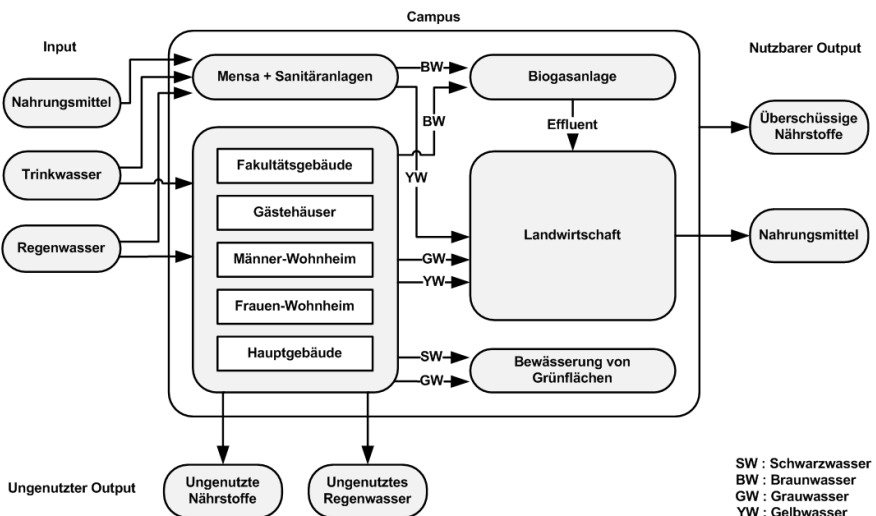


Abb. 1: Wasser-, Regenwasser, Gelbwasser, Brauwasser, Schwarzwasser und Grauwasserströme auf dem Campus der VVU [vgl. 5]

Die Wasserversorgung erfolgt aus folgenden Quellen:

- Grundwasser aus 3 Brunnen auf dem Gelände der VVU
- Regenwasser, welches auf den Dächern einiger Gebäude gesammelt und in unterirdischen Zisternen gespeichert wird
- öffentliches Wassernetz

Braunwasser, aus den zur Mensa gehörenden Sanitäranlagen, wird in einer Biogasanlage anaerob behandelt. Das Biogas kann in der Mensaküche zum Kochen eingesetzt werden. Separat abgeleitetes Gelb- und Grauwasser wird in der Landwirtschaft zur Düngung und Bewässerung verwendet.

Im Studentenwohnheim für Männer sind Trockentoiletten installiert. Die Fäkalien werden kompostiert und zur Bodenverbesserung eingesetzt. Der Urin wird zur Düngung verwendet.

Eine Anlage zur Behandlung und Abfüllung von Trinkwasser in Kunststoffbeutel wurde in Betrieb genommen und Regenwasserspeicher in großen Becken unterhalb der Straßen eingerichtet. Regenwasser wird als Brauchwasser zur Versorgung von Toiletten und Waschmaschinen und nach Aufbereitung auch als Trinkwasser verwendet.

Im Rahmen der Evaluierung des Qualitätsmanagements der ökologischen Einrichtungen werden die verschiedenen Wasser- und Abwasserströme auf pH, Leitfähigkeit, Nitrat, Ammonium, Orthophosphat, chemischen Sauerstoffbedarf (CSB), abfiltrierbare Stoffe (TSS) und auf die bakterielle Belastung (Gesamtkeimzahl, *E. coli* und Coliforme) untersucht. Der Funktionszustand der verschiedenen Wasseraufbereitungs- und Abwasserreinigungsanlagen (einschließlich der Biogasanlage) wird überprüft und Optimierungsvorschläge für die Betriebsführung erarbeitet.

Im Folgenden werden die Ergebnisse der Untersuchung der Schwarz-, Braun-, Gelb- und Grauwasseranlagen vorgestellt. Die Ergebnisse der Evaluierung der Wasserversorgungsanlagen können in [1] nachgelesen werden.

2 Anlagenbeschreibung und Untersuchungsergebnisse

2.1 Grauwasser aus dem Frauenwohnheim

Septic Tank

Am Frauenwohnheim wird das aus Duschen und Bädern stammende Grauwasser in einem unterirdischen Septic Tank gesammelt. Die aus drei Kammern bestehende Anlage besitzt ein Volumen von 80 m^3 . Die durchschnittliche Aufenthaltszeit (VWZ), beträgt dabei zwischen 9 und 11 Tagen. Nach der Behandlung wird das Grauwasser zu den nahegelegenen Feldern gepumpt und zur Bewässerung eingesetzt.

Durchgeführte Messungen

Für jeden Parameter wurden 2 bis 3 Messungen vorgenommen. Die Probenahme erfolgte im Abstand von 2 bis 3 Wochen.

Tab. 1: Grauwasser Frauenwohnheim, Zulauf und Ablauf Septic Tank

Grauwasser-behandlung	Einheit	Zulauf Septic Tank	Ablauf Septic Tank	Eliminations- rate
Leitfähigkeit	[$\mu\text{s}/\text{cm}$]	1123 1060 - 1250	1354 1287 - 1415	-
pH-Wert	[-]	7,1 6,9 - 7,2	7 6,8 - 7,2	-
TSS	[mg/L]	328 146 - 480	86 68 - 117	74
CSB	[mgO_2/L]	775 520 - 944	250 180 - 290	68
N_{ges}	[mg/L]	-	65 53 - 75	-
NH₄-N	[mg/L]	34 27 - 41	36 31 - 41	-
PO₄-P	[mg/L]	5,1 2,1 - 8,1	6,5 4,9 - 8,1	-
E. coli	[KBE/ 100 mL]	-	$1,1 \cdot 10^4$ $2,6 \cdot 10^3 - 2 \cdot 10^4$	-

Die Grauwasserbehandlung trennt Feststoffe sehr effektiv ab. Die Eliminationsraten von TSS und CSB lagen aufgrund der hohen Verweilzeiten im Durchschnitt bei 74 % bzw. 68 %. Die CSB-Abtrennung ist auf die Abscheidung der Feststoffe zurückzuführen. Die N-Konzentrationen sind im Grauwasser des Frauenwohnheims außergewöhnlich hoch, die Phosphorwerte liegen im üblichen Bereich.

2.2 Grauwasser aus der Mensaküche

Tab. 2: Grauwasser Mensaküche, Zulauf/Ablauf Fettabscheider und Septic Tank

Grauwasser-behandlung	Einheit	Zulauf Fettabscheider	Zulauf Septic Tank	Ablauf Septic Tank
Leitfähigkeit	[$\mu\text{s}/\text{cm}$]	1663 1080 – 2150	2223 2140 - 2300	2290 2270 - 2300
pH-Wert	[-]	5,3 5,3 - 6,2	6,4 6,3 - 6,6	6,7 6,4 - 6,9
TSS	[mg/L]	592 356 – 950	173 170 - 185	106 90 - 126
CSB	[mgO ₂ /L]	5517 3260 – 7290	600 480 - 750	273 187 - 400
N_{ges}	[mg/L]	-	-	49 42 - 56
NH₄-N	[mg/L]	3 eine Messung	18 eine Messung	22 20 - 24
PO₄-P	[mg/L]	8,6 eine Messung	7,7 6.5 - 8,8	8,6 8,0 - 9,1
<i>E. coli</i>	[KBE/ 100 mL]	-	-	5·10 ⁶ 8·10 ³ - 1·10 ⁷

Fettabscheider und Septic Tank

Das in der Mensaküche produzierte Grauwasser wird zweistufig behandelt. In einem Fettabscheider [$V = 4 \text{ m}^3$ / $\text{VWZ} = 2 \text{ d}$] wird ein Großteil der Fette und Lipide in Form

von flotierendem Schlamm abgetrennt. Das abgetrennte Fett wird regelmäßig abgefahren. Der zweite Behandlungsschritt erfolgt in einem nachgeschalteten Septic Tank [$V = 75 \text{ m}^3$ / VWZ = 37 d]. Das behandelte Abwasser wird zur Bewässerung der nahegelegenen Felder eingesetzt.

Durchgeführte Messungen

Es wurden bis zu 4 Messungen für jeden Parameter durchgeführt. Die Probenahme erfolgte im Abstand von 2 bis 3 Wochen.

Die Abtrennung von TSS und CSB erfolgt hauptsächlich im Fettabscheider: 71 % (TSS) bzw. 89 % (CSB). Die Eliminationsrate lag bei 82 % (TSS) bzw. 95 % (CSB). Die Differenz zwischen den beiden Parametern ist auf den hohen Anteil an energiereichen Fetten und Lipiden zurück zu führen, welche bei der Analyse nicht mitbestimmt werden.

2.3 Schwarz- und Grauwasser aus dem Gästehaus

Septic Tank und Sand- bzw. Lateritfilter

Schwarz- und Grauwasser aus dem Gästehaus wird zweistufig behandelt. Der Zulauf wird zur Vorbehandlung zunächst in einen Septic Tank [$V = 30 \text{ m}^3$ / VWZ = 60 d] geleitet. Von dort erfolgt die Beschickung einer Filteranlage, welche aus zwei, mit unterschiedlichen Filtermaterialien (Sand und Laterite) gefüllten Kompartimenten besteht. Die Vorbehandlung im Septic Tank führt zu einer Reduzierung der Feststoffkonzentration, wodurch eine Verstopfung des Filters vermieden wird. Die hydraulische Belastung lag durchschnittlich bei 13 mm/d ($0,54 \cdot 10^{-3} \text{ m/h}$).

Durchgeführte Messungen

Es wurden 4-5 Messungen pro Parameter durchgeführt. Die Probenahme erfolgte direkt vor (Zu/Ablauf Septic Tank) bzw. nach (Ablauf Laterite/Sandfilter) der Beschickung der Filteranlage.

**Tab. 3: Schwarz- und Grauwasser aus dem Gästehaus, Zulauf/Ablauf
Septic Tank und Sand-/Lateritfilter**

Grau-/ Schwarz- wasser	Einheit	Zulauf Septic Tank	Ablauf Septic Tank	Ablauf Sandfilter	Ablauf Lateritfilter
Leitfähigkeit	[$\mu\text{s}/\text{cm}$]	1155 840 - 1768	1513 1330 - 1750	1190 1111 - 1332	798 652 - 1018
pH-Wert	[-]	7,5 7,3 - 7,7	7,8 7,6 - 7,9	7 6,8 - 7,3	7,1 7,0 - 7,2
TSS	[mg/L]	264 88 - 372	28 20 - 41	21 17 - 24	12 7 - 18
CSB	[mgO ₂ /L]	1070 725 - 1800	92 70 - 103	73 70 - 75	40 34 - 45
N_{ges}	[mg/L]	-	104 83 - 173	104 58 - 164	114 95 - 164
NH₄-N	[mg/L]	-	111 78 - 125	21 9 - 36	19 0 - 42
NO₃-N	[mg/L]	-	3 2 - 5	> 20	> 20
PO₄-P	[mg/L]	-	25 12 - 43	12 9 - 15	11 3 - 24
<i>E. coli</i>	[KBE/ 100 mL]	-	-	-	$2,3 \cdot 10^4$ $1,5 \cdot 10^4$ - $3 \cdot 10^4$

Die Elimination von TSS und CSB findet hauptsächlich im Septic Tank statt. Die nachgeschaltete Filtration reduziert die beiden Parameter nur geringfügig. Die Filtration über Laterite erzielt bessere Ablaufwerte aufgrund der größeren Packungsdichte. In beiden Filtermaterialien wird nitrifiziert. Die Nitrat-Tests waren fehlerbehaftet, deshalb werden nur >-Werte in der Tabelle angegeben. Denitrifikation findet dagegen nicht statt, da der Filter durch Belüftungsrohre ständig mit Sauerstoff versorgt wird und keine anoxischen Bedingungen herrschen. Da das Wasser zur Bewässerung eingesetzt wird, würden durch die Denitrifikation Nährstoffverluste entstehen.

2.4 Biogasanlage

Bei der Biogasanlage handelt es sich um zwei, in Reihe geschaltete, unterirdische Behälter mit einem Volumen von jeweils 35 m³. Als Substrat dient Braunwasser, welches aus der nahegelegenen Sanitäranlage und zwei Wohnheimen stammt. Optional kann die Anlage auch mit organischen Abfällen aus der Mensa beschickt werden. Ein nachgeschalteter Septic Tank [28 m³] trennt ausgeschwemmte Feststoffe ab. Die Anlage ist über eine Gasleitung mit einem Kocher in der Mensaküche verbunden. Das entstehende Biogas war ursprünglich dafür gedacht einen Teil des sonst benötigten Propangases (LPG) zu ersetzen. Aufgrund der hohen Keimbelastung und des damit verbundenen Gesundheitsrisikos wird der Ablauf nicht zur Bewässerung eingesetzt.

Durchgeführte Messungen

Es wurden 2-6 Messungen innerhalb von 10 Wochen durchgeführt.

Tab. 4: Braunwasser aus Sanitärblocks und Wohnheimen, Zulauf/Ablauf Biogasanlage und Septic Tank

Braunwasser	Einheit	Zulauf Biogasanlage	Ablauf Biogasanlage	Ablauf Septic Tank
Leitfähigkeit	[µs/cm]	2850 1500 - 4000	2765 2640 - 3030	2630 2530 - 2720
pH-Wert	[-]	7,0 6,4 - 7,4	6,9 6,6 - 7,2	7,5 7,0 - 7,5
TSS	[mg/L]	3000 1570 - 4448	233 127 - 330	97 81 - 111
CSB	[mgO ₂ /L]	3500 1290 - 5860	337 260 - 473	210 192 - 237
N_{ges}	[mg/L]	-	-	330 290 - 390
NH₄-N	[mg/L]	330 220 - 420	240 -	243 210 - 270
PO₄-P	[mg/L]	68 43 - 91	32 31 - 33	47 33 - 61
E. coli	[KBE/ 100 mL]	-	-	5,5·10 ⁶ 10 ⁶ - 10 ⁷

Durch die Behandlung in der Biogasanlage wurde im Schnitt eine Eliminationsrate von 92 % der Feststoffe und 90 % des CSB erzielt. Aufgrund des nachgeschalteten Septic Tanks lag der gesamte Abtrenngrad bei 97 % (TSS) und 94 % (CSB). Die relativ hohen Stickstoff- und Phosphorgehalte deuten auf eine Verunreinigung des Braunwassers mit Urin hin.

Im Durchschnitt wurden dabei etwa $1,3 \text{ m}^3$ Biogas ($\text{CH}_4 + \text{CO}_2$) pro Tag produziert, dies entspricht einem Biogas/CSB_{zugeführt}-Verhältnis von $0,2 \text{ m}^3/\text{kg}$. Bedingt durch den hohen Energiebedarf der Mensaküche würde diese Menge Biogas nur etwa 3 % des täglich benötigten LPG (liquid pressure gas) ersetzen. Bevor Biogas eine Alternative darstellen kann, müsste eine erhebliche Steigerung der Produktion erfolgen. Dies kann nur durch einen größeren Input an organischem Material erreicht werden. Eine Option wäre die zusätzliche Beschickung mit Küchenabfällen. Dies wurde im Rahmen eines zweiwöchigen Versuches getestet und die Biogasproduktion stieg sehr stark an. Es hat sich allerdings herausgestellt, dass ein Großteil der täglich anfallenden Essensreste bereits anderweitig Verwendung findet. Die Abfälle werden hauptsächlich an Nutztiere verfüttert.

2.5 Urinbehandlung

Urinlagerung

Ein Teil der Sanitäranlagen an der VVU sind mit Trenntoiletten und wasserlosen Urinalen ausgestattet. Urin und Gelbwasser werden separat abgeleitet und in nahegelegenen primären Lagertanks zunächst zwischengespeichert. Sobald die Tanks gefüllt sind, wird der Inhalt in große sekundäre Lagertanks überführt, welche sich in unmittelbarer Nähe der Felder befinden.

Durchgeführte Messungen

Bei der Untersuchung sollten die Stickstoffverluste abgeschätzt werden, die bei der Lagerung von Urin und Gelbwasser bedingt durch die Ausgasung von Ammoniak, auftreten können. Zunächst wurde dafür der Inhalt der sekundären Lagertanks analysiert. Es wurden 5-6 Messungen pro Parameter durchgeführt. Die Probenahme erfolgte in einem Zeitraum von 4 Monaten. Parallel wurde ein 4-monatiger Laborversuch mit einer Urinprobe von 14 Männern durchgeführt

**Tabelle 5: Urin/Gelbwasserbehandlung,
Ergebnisse aus Laborversuch und Feldmessung**

Urin/ Gelbwasser	Einheit	Laborversuch			Feldmessung
		Frischer Urin	2 Monate gelagerter Urin	4 Monate gelagerter Urin	Gelbwasser Sekundäre Lagertanks
Leitfähigkeit	[ms/cm]	14,3	30,0	29,3	15,4
pH-Wert	[-]	7,0	8,7	8,8	9,0
CSB	[mgO ₂ /L]	-	-	4880	1645
N_{ges}	[mg/L]	4700	4062	3700	591
NH₄-N	[mg/L]	190	3700	3420	451
PO₄-P	[mg/L]	13	163	167	146
Aerobe Keimzahl	[KBE/ 1 mL]	> 10000	> 10000	-	1700

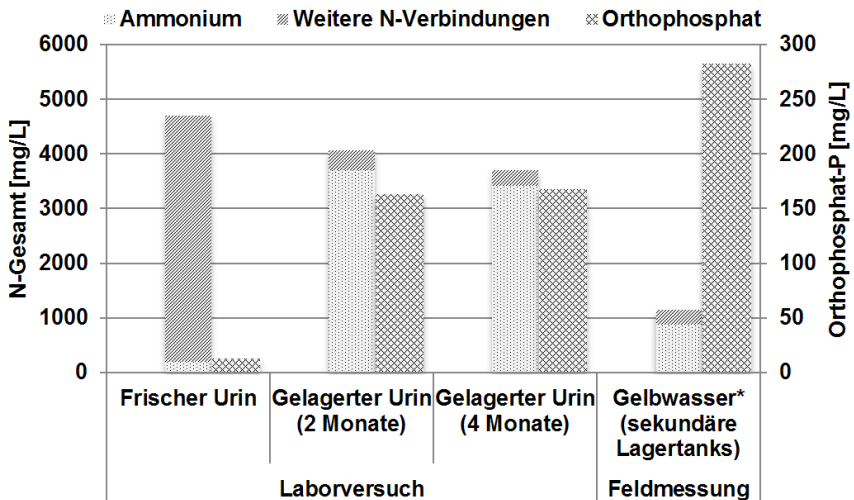


Abb.2: Durchschnittliche Nährstoffkonzentrationen in frischem/gelagertem Urin (Laborversuch) und Gelbwasser;

***Da das Gelbwasser in den sekundären Lagertanks mit Spülwasser verdünnt ist, wurden die Werte aus Vergleichsgründen anhand des geschätzten Verdünnungsfaktors von 0,5 extrapoliert.**

Die in frischem Urin nachgewiesene Stickstoffkonzentration (Abb. 2) ist niedrig, befindet sich aber im unteren Bereich gängiger Literaturwerte (3600 – 16000 mg/L [4]). Der Gehalt an Orthophosphat liegt dagegen deutlich niedriger (Literatur: 400 – 2500 mg/L [4]). Eine mögliche Ursache könnte die vegetarische Ernährung der Studenten an der VVU sein.

Beim Vergleich zwischen frischem Urin aus dem Laborversuch und dem Inhalt der Lagerbehälter in Feldnähe (Abb. 2) stellte sich heraus, dass die Stickstoffverluste über 75 % betrugen. Die Lufttemperatur in Ghana ist sehr hoch (ca. 30°C) und die Lagerbehälter sind in der prallen Sonne aufgestellt. Die genauen Lagerzeiten konnten nicht ermittelt werden. Aufgrund der linearen Abnahme der Stickstoffkonzentration aus dem Laborexperiment kann ein Wert von über 12 Monaten abgeschätzt werden. Obwohl keine Untersuchungen in Bezug auf pathogene Keime durchgeführt wurden, ist zu erwarten, dass eine ausreichende Hygienisierung auch bei kürzeren Lagerzeiten

aufgrund der hohen Außentemperatur erreicht wird. Um das Potential von Gelbwasser besser ausnutzen zu können, wird eine Verkürzung der Lagerzeit empfohlen.

3 Einordnung der Ergebnisse

3.1 Vergleich verschiedener Stoffströme

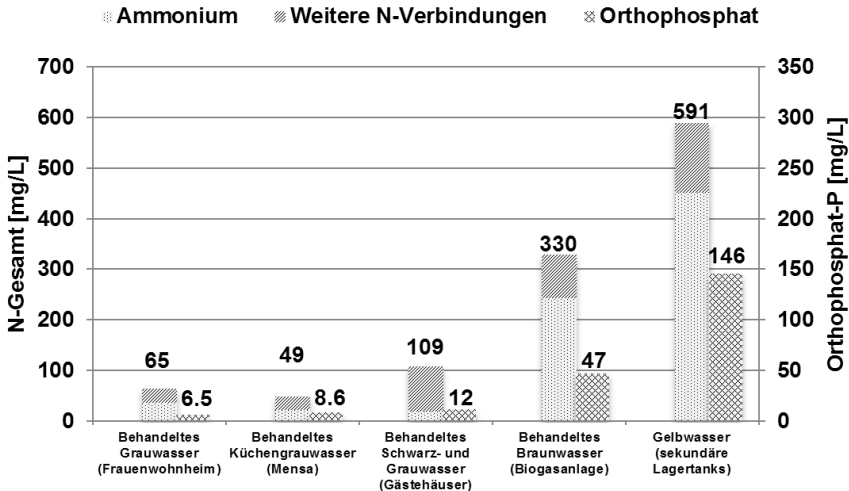


Abb. 3: Durchschnittliche Nährstoffkonzentrationen

Beim Vergleich der verschiedenen Stoffströme (Abb. 3) fällt auf, dass gelagertes Gelbwasser die höchsten Nährstoffkonzentrationen aufweist. Aufgrund der starken Stickstoffverluste ist der Unterschied, vor allem in Hinblick auf den N-Gehalt, allerdings nicht so groß wie erwartet. Im Gegensatz zu behandeltem Braunwasser beträgt die Stickstoffkonzentration nur knapp das Doppelte. Der Orthophosphat-Gehalt ist etwa dreimal so hoch.

Deutlich niedrigere Nährstoffkonzentrationen wurden im Grau- und Schwarzwasser aus den Gästehäusern gemessen.

Bemerkenswert ist die hohe Stickstoffkonzentration (65 mg/L) in behandeltem Grauwasser aus dem Frauenwohnheim. Der Gehalt liegt deutlich über gängigen Literaturwerten (6 – 10 mg/L [4]). Die Konzentration an Orthophosphat ist dagegen vergleichbar (Literatur: 1,5 – 5 mg/L [4]). Ähnliche Stickstoffkonzentrationen wurden im Grauwasser aus der Mensaküche gemessen.

3.2. Jährlicher Wasser- und Nährstoffanfall

**Tab. 6: Jährliche Volumina sowie Frachten von N, P und CSB;
Die Werte beziehen sich auf unbehandelte Stoffströme.**

Typ	Volumen [m ³ /a]	N-Gesamt [kg/a]	PO ₄ -P [kg/a]	CSB [kg/a]
Grauwasser	3248	209	28	3095
Braunwasser	773	255	36	2350
Gelbwasser	210	495 / 120*	29	590
Gesamter Output	4230	959 / 584*	93	6035

* Werte berücksichtigen Stickstoffverluste, welche bei der Lagerung von Gelbwassers auftraten.

3.3. Wasser- und Nährstoffanfall pro Einwohner

**Tab. 7: Personen- und tagesbezogene Volumina sowie Frachten im Vergleich
zu Literaturwerten [4].
Die Werte beziehen sich auf unbehandelte Stoffströme.**

Typ	Volumen [L/P·d]		N-Gesamt [g/P·d]		PO ₄ -P [g/P·d]		CSB [g/P·d]	
	Literatur	VVU	Literatur	VVU	Literatur	VVU	Literatur	VVU
Grauwasser	65 - 150	43	0,1 - 1,7	2,8	0,1 - 2,2	0,38	7 - 102	91
Braunwasser	-*	5	0,25 - 4,2	1,7	0,3 - 1,7	0,25	37 - 63	41
Urin	0,5 - 2,5	1,3	3,6 - 16	6,1	0,4 - 2,5	0,37	5 - 24	6,3

* Werte entsprechen der Konzentration an P-Gesamt

Die täglich an der VVU anfallenden, personenbezogenen Wasser- und Nährstofffrachten liegen größtenteils in einem Bereich, welcher auch von der Literatur angegeben wird (Tab. 7). Unterschiede lassen sich vor allem bei der Menge an

produziertem Grauwasser erkennen. Dabei liegt die tägliche Stickstofffracht trotz des geringeren Volumens deutlich über den Literaturwerten.

Eine weitere Ausnahme stellen die recht niedrigen Frachten an Orthophosphat in behandeltem Braun- und Gelbwasser dar. Dies ist auf die Unterschiede in Entwicklungsländern in Bezug auf Wasserverbrauch und Ernährungsweise im Vergleich zu Industrieländern zurückzuführen, da die Literaturwerte aus Mitteleuropa stammen.

3.4. Prozentualer Anteil der unbehandelten Stoffströme

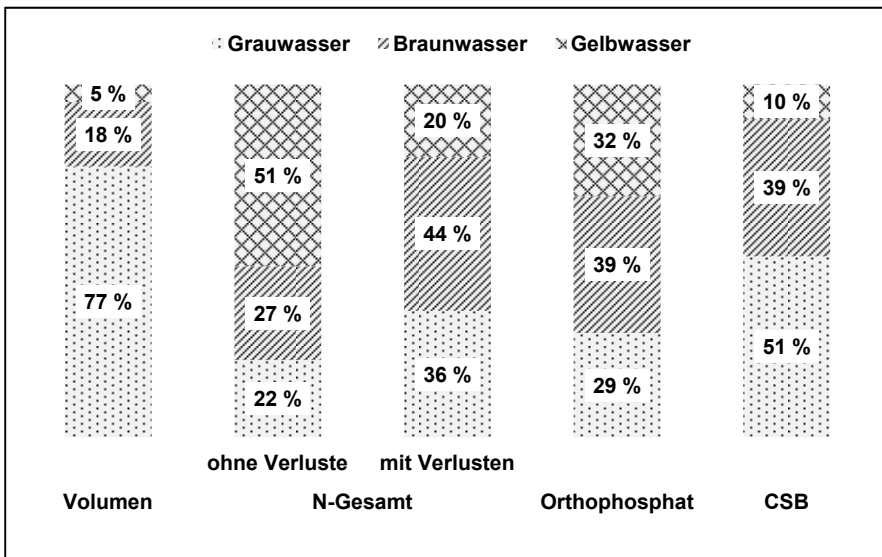


Abb. 4: Prozentuale Anteile der Volumina sowie Frachten von N, P und CSB; Werte beziehen sich auf die unbehandelten Teilströme.

Aus Abbildung 4 geht hervor, dass an der VVU der mit Abstand größte Anteil am Volumen durch Grauwasser verursacht wird (77 %). Auf Braunwasser entfallen 18 % und auf Gelbwasser (unter Berücksichtigung von Spülwasser) lediglich 5 %. Dabei enthält frisches Gelbwasser trotz des geringen Volumens über 50 % des gesamten Stickstoffs. Der Rest verteilt sich fast gleichmäßig auf Braun- und Grauwasser.

Aufgrund der hohen Stickstoffverluste, die während der Lagerung von Gelbwasser auftreten, findet eine erhebliche Verschiebung der Verteilung statt. Stickstoff ist

hauptsächlich in Braun- (44 %) und Grauwasser (36 %) enthalten. Dabei muss berücksichtigt werden, dass Braunwasser nicht zur Düngung bzw. Bewässerung verwendet wird. Aus diesem Grund stellt Grauwasser derzeit die wertvollste Stickstoffquelle dar. Dieses Ergebnis ist vor allem deshalb interessant, weil Grauwasser derzeit nur zur Bewässerung und nicht zur Düngung eingesetzt wird.

Die Verteilung von Orthophosphat beträgt ungefähr jeweils 1/3 im Grau-, Braun- und Gelbwasser, wobei mit 39 % der größte Anteil auf Braunwasser entfällt. Zwischen Gelb- (32 %) und Grauwasser (29 %) ist der Unterschied gering, dies unterstreicht den Wert von Grauwasser als Nährstofflieferant.

4 Schlussfolgerungen und Handlungsempfehlungen

Die an der VUU zur Feststoffabtrennung eingesetzten Anlagen laufen trotz ihrer einfachen Ausführung aus verfahrenstechnischer Sicht sehr gut. Die Behandlung in Septic Tanks erzielt hohe Eliminationsraten, was hauptsächlich auf die Größe der Tanks und die daraus resultierenden, langen Verweilzeiten zurück zu führen ist.

Die Biogasanlage reinigt das Abwasser sehr gut, produziert aber nur sehr geringe Biogasmengen. Weitreichende Optimierungsmaßnahmen sind erforderlich, bevor genug Biogas produziert werden kann, um eine Alternative zum konventionellen Propangas darzustellen.

Im Grau-, Braun-, Gelb- und Schwarzwasser wurden hohe Nährstoffkonzentrationen gemessen. Insbesondere Grauwasser erwies sich als wertvolle Nährstoffquelle. Problematisch sind dagegen die hohen Stickstoffverluste, die bei der Lagerung von Gelbwasser aufgrund der hohen Temperaturen auftreten. Es wird eine Verkürzung der Lagerzeit empfohlen.

Darüber hinaus bestehen erhebliche Probleme bei der Instandhaltung der Anlagen. Wartungen und Reparaturen werden nur unregelmäßig ausgeführt und Anlagen fallen mitunter für mehrere Monate aus. Es ist kein fachkundiges Personal vorhanden, da die Position des Ökomanagers, in dessen Verantwortungsbereich diese Aufgaben fallen, nicht besetzt ist. Die Beschaffung von Ersatzteilen erfordert einen langwierigen Genehmigungsprozess seitens der Universitätsadministration. Dadurch wird die Instandhaltung der Anlagen weiter erschwert.

Ein erster Schritt zur Lösung dieser Probleme ist die Einstellung eines neuen Ökomanagers. Damit der Ökomanager seine Aufgaben effektiv erfüllen kann, ist es notwendig ihn mit ausreichenden Befugnissen auszustatten und ihm ein jährliches Budget zur Verfügung zu stellen. Eine weitere Empfehlung ist die Einführung eines

ökologischen Studiengangs an der VVU. Dieses Konzept war in der Vergangenheit bereits angedacht, wurde nach Abschluss des Forschungsprojekts aber nicht weiter verfolgt. Der Vorteil eines solchen Studiengangs wäre, dass die VVU auf diese Weise ihr eigenes, fachkundiges Personal ausbildet. Der Ökomanager würde zusätzliche Unterstützung erhalten. Durch die Zusammenarbeit mit ausländischen Instituten bzw. Universitäten könnten darüber hinaus neue, finanzielle Mittel bereitgestellt werden. Auf diese Weise wäre es möglich das jetzige Konzept zu optimieren und das beispielhafte Projekt weiter zu entwickeln.

5 Literatur/Quellen

[1] Puschmann, Florian,

Evaluation and Optimization of Ecological Cycle Technologies at Valley View University in Accra, Ghana, Master's thesis (2011), Hochschule RheinMain.

[2] Ökologische Kreislaufwirtschaft an der Valley View University in Accra,

Forschungsprojekt des Bundesforschungsministeriums (BMBF), Verbundpartner: Bauhaus-Universität Weimar, Ingenieur Ökologische Vereinigung e.V., Universität Hohenheim, Berger-Biotechnik, Palutec GmbH, Zeitraum: 2003 bis Anfang 2010.

[3] Klimafreundlicher Ausbau der Valley View Universität in Ghana.,

Projektförderung durch das Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (BMU), Projektbudget: 1,3 Millionen Euro, Zeitraum der Umsetzung: Ende 2008 bis Anfang 2010.

[4] Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V.,

Neuartige Sanitärsysteme., DWA-Themen (Dezember 2008).

[5] Glücklich, Detlef; Fries, Nicola.

Ecological cycle management at Valley View University in Accra, Ghana., Final Report of research project 2009

Autor(en)/Authors

Prof. Dr. Jutta Kerpen
Hochschule RheinMain
Institut für Umwelt- und
Verfahrenstechnik
Am Brückweg 26
65428 Rüsselsheim
Tel.: 06142 898 4655
jutta.kerpen@hs-rm.de
www.iuvt.hs-rm.de

Florian Puschmann
Hochschule RheinMain
Institut für Umwelt- und
Verfahrenstechnik
Am Brückweg 26
65428 Rüsselsheim
Tel.: 06142 898 4429
florian_puschmann@gmx.de
www.iuvt.hs-rm.de

Gunter Geller
Ingenieurökologische
Vereinigung e.V.
D-86012 Augsburg
Tel. 0821 575 165
info@ioev.de
www.ioev.de

Sustainable sanitation systems as a key for circular economy - Three examples from Germany

Prof. Dr.-Ing. Thorsten Schuetze, Sungkyunkwan University, Suwon, South Korea

Peter Thomas, HATI GmbH, Berlin, Germany

Abstract

Sustainable sanitation systems can play a key role for the introduction of circular economies, integrating energy-, water-, and organic waste management, the restoration of depleted soils, as well as increased climate resilience and productivity in horticulture and forestry. Particularly system approaches, which are incorporating the production of fertile “black soil” (Portuguese: Terra Preta) from organic wastes, human excreta, charcoal and Effective Microorganisms (EM) are expected to have a big potential to contribute to the sustainable (re-) development of cities and their hinterland. In the framework of this paper three examples of applied research and development projects in Germany are discussed. These are based on integrated system approaches for sustainable sanitation, including Terra Preta production and its reuse in the urban domain. The remodelled public toilet facility in the central station Hamburg is operating successfully since 2010. The experiences gained from this installation are used for the construction of another public toilet facility which is part of the research project “TerraBoga” on Terra Preta production and its application in the Botanical Garden Berlin. The third example is the so-called “ZERO-Emissions-Hotel in Berlin which is currently in the planning phase. The concepts for and experiences with the described sanitation systems are much promising and aim to stimulate further research and development, also regarding economical aspects and business models, which are crucial for the realisation of circular economies.

1. Introduction

Growing urbanization, increasing resource consumption and climate change require increasing adapting capacity of the urban environment, for example to droughts, floods

and heat waves, more sustainable use (and reuse) of resources as well as the adaptation of urban infrastructure systems. Many cities are expected to grow significantly in the next decades. While currently already more than 50% of the world population lives in cities, it is expected that in 2030 approx. 70% will do so. The urbanization rate exceeds the global population growth, resulting in rural exodus and shrinking rural population. In the framework of the urbanization process 29 urban agglomerations are expected to become mega cities in 2025 [1]. Similar to rural areas many smaller cities will have to deal with the phenomenon of population shrinkage, particularly in countries with low birth and immigration rates, such as in Europe. Both developments put pressure on the operation and management of conventional centralized sanitation systems. These are generally based on conventional sewage management, that related with system immanent disadvantages, such as the lockup of capital for very long periods, the mixing of sewage streams with different noxiousness (being a barrier for appropriate treatment and reuse), the in-adaptability to changing demographic structures and quantities, as well as high monetary costs. [2]

The main important and increasingly pressing challenges in cities will be sustainable management and provision of natural resources, including the safe and adequate supply of water for city dwellers, particularly in developing countries. The growing city populations require increased drinking water supplies and the demand for more food is related with more water needed for food production and processing operations. Growing agricultural activities also in urban and peri-urban areas result in increasing demands for irrigation water as well as fertilizers and fertile soils. The growing pressure on the environment and the need for urban energy, water and food supplies require new and innovative alternatives to creating more resilient cities. Integrated urban water resource management, including rainwater harvesting, the recycling of wastewater, as well as the recovery of nutrients and the processing of organic waste holds for example a great potential for (urban) agriculture, but is as yet relatively untapped. "Meanwhile, good agriculture and forestry practices can contribute to sound watershed management, safeguarding water catchment and reducing runoff and flooding in cities - ever more important as climate change increases the frequency of extreme weather events". [3]

Sustainable sanitation systems offer manifold possibilities for a change to the positive and shift to a circular economy, integrating energy-, water-, and organic waste management, the restoration of depleted soils, as well as increased climate resilience and productivity in horticulture and forestry. Particularly system approaches, which are based on the mimicking of natural processes and incorporating the production of fertile "black soil" (Portuguese: Terra Preta) from organic wastes, human excreta, charcoal and Effective Microorganisms (EM) are expected to have a big potential to contribute to the sustainable (re-) development of cities and their hinterland. Examples for Terra

Preta applications are urban gardening and management of public green areas, the restoration of depleted agricultural soils, urban and peri-urban agriculture (facilitating the organic and climate resilient cultivation of organic food), and extensive timber production (e.g. for the production of building materials, paper, fuels and charcoal).

In the framework of this paper three examples of applied research and development projects on integrated system approaches for sustainable sanitation and Terra Preta production in Germany are discussed. The first example is a remodelled public toilet facility in the central station Hamburg, which operates successfully since 2010. The experiences gained from this installation are amongst others used for the optimised construction of another public toilet facility which is part of the research project "TerraBoga" (<http://www.terraboga.de>) on Terra Preta production and its application for urban agriculture in the Botanical Garden Berlin. The third example is the so-called "ZERO-Emissions-Hotel in Berlin which is currently in the planning phase. The experiences with the described sanitation systems are much promising and aim to stimulate further research and development also the regarding business models for the realisation of circular economies.

2. Public toilet facility in the central station Hamburg

One of the public toilet facilities in the central station Hamburg has been remodelled from a conventional to a sustainable sanitation facility in 2010. Before the project was initiated by Peter-Nils Groenewall and Peter Thomas the facility, operated by the agency for city development and environment (German: Behörde fuer Stadtentwicklung und Umwelt), was equipped with flush toilets and urinals, discharging all wastewater from washbasin taps, toilets and urinals into the public sewer system.

The first step towards more sustainable public toilet facilities was the introduction of water saving measures. The old water born urinals were removed and replaced with waterless urinals. The old toilets with flush volumes of approximately 6 litres were replaced with water saving toilets, using only 3.5 litres for the big flush and 2 litres for the small one. Also in all 175 public toilet facilities, operated by the agency for city development and environment, waterless urinals were installed until 2010 and the administration was commissioned to exchange all old flush toilets with water saving ones in the same year. [4] Due to the comparable high fees of 4.83 Euro/m³ [5] for drinking water supply and sewer connection in Hamburg, which can be saved with water conservation measures, the realization of such measures is economical profitable and facilitates the funding of investments for the described remodelling measures.

The installation of urine separating flush toilets (so-called “no-mix” toilets) would have theoretically facilitated the separation of the biggest part of human urine (yellowwater) excreted in the public toilet facility. However, non-separating toilets were - and will be installed in the public toilet facilities in Hamburg, as well as in the two other projects, which are discussed in the framework of this paper. A main reason is that, compared with conventional old flush toilets, the urine separating toilets which are currently available on the market would not facilitate mentionable water savings, because both toilet types need 6 litres water per big flush. Furthermore such toilets need proper maintenance to avoid clogging of the urine valve (due to urinal cake occurring when urine gets in contact with flush water) and require careful user behaviour to facilitate good separation and failure free operation. The most important problem is the correct use of separation toilets by non-acquainted users. New users have therefore to be well informed about the proper use of the toilets. For an optimal operation a close collaboration with the maintenance service provider proved to be a critical factor for optimal operation in the framework of a three-years operation and monitoring phase of no-mix toilets in the “Forum Chriesbach” in Switzerland [6]. As visitors of public toilets and hotels cannot be assigned to a specifically careful or sensible clientele, durable non-separating toilets were chosen.

However, the main aim of the installed technologies was not to save water alone, but to facilitate the separate collection and treatment of different sewage streams and to gain experiences with decentralized sanitation technologies, facilitating appropriate treatment, reuse and thus contributing to a paradigm shift in sanitation and to an environmental sound local circular economy. Therefore the waterless urinals were connected to a separate drainage pipe (with transparent partitions to facilitate the observation of the drainage performance) discharging the undiluted urine in storage tanks, located in a room next to the toilet facilities on lower level and therefore allowing a free urine flow. The storage tanks are regularly emptied and the urine is transported for further treatment and reuse, same as the separated solids from the blackwater treatment (as described subsequently). Except for the tank overflow, which is connected to a lifting system discharging in the public sewer, the urinals are disconnected from the centralized sewer system. During the operation period of one year the urine storage system has been optimized and the tank layout changed. To avoid ammonia losses and bad smell by evaporation of urine in the tank, the open ventilation system has been modified. Ventilation valves, which are closed during operation and a cover floating on the stored urine, avoiding the evaporation of ammonia in the tank, have been introduced.

Similar to the urinals, also the water saving toilets are connected to a separate drainage pipe (also with transparent partitions to facilitate the observation of the drainage performance), leading to the same room in which the urine storage tanks are

located. The collected blackwater is lead through a wedge wire screen originally developed for grease separation from sewage discharged in kitchens (brand name: "TeceBASIKA-filter"). A screw conveyor transports the separated solids (mainly faeces and toilet paper) automatically to a storage tank (a 50 litre cask standing on an electronic scale to monitor the weight) where it is mixed with a specific portion of porous charcoal powder and liquid EM (Effective Microorganisms), determined by the weight of filtered solids. The mixture of these ingredients results in a lactic acid fermentation process already taking place during the intermediate anaerobic storage in the closed container. No gas and no malodour are emitted. Full containers with a pre-fermented product are transported to a central facility for further treatment. The remaining filtrated blackwater is connected to a lifting system discharging in the public sewer (similar to the overflow of the urine tanks).

The greywater from the washbasins is discharged without any further treatment directly to the public sewer system. Recycling and reuse was regarded as no feasible option due to the comparable small portion in relation to the required flush volume of the toilets.

In 2011 parts of the collected and fermented solids were transported to the Botanical Garden in Berlin (Germany) where they were used in the framework of the research project "TerraBoga" for the production of Terra Preta and its use in urban agriculture. In future it is planned to process the collected urine and pre-fermented faeces also in Hamburg to fertile black soil and to integrate them in a local circular economy by supplying for example the city enterprises and their nurseries, parks and graveyards with fertile soil. If enough black soil could be supplied in future no additional chemical fertilizer would be required and an independent local circular economy for the maintenance of the cities soils and green areas could be achieved.

3. Public toilet facility in the TerraBoga research project

The TerraBoga research project in the Botanical garden Berlin is built on the findings that the production of the anthropogenic soil Terra Preta (which has been originally produced by cultures in the Brazilian amazon basin) is based on a lactic acid fermentation process, which incorporates human and/or animal wastes, organic material as well as charcoal. The nutrients (Nitrogen and Phosphorous) contained in the faeces are bound to the charcoal particles and stay in the soil until they are made available to the roots of plants by microorganisms. Due to this property, sufficient amounts of Terra Preta facilitate permanent rich plant growth without the need to use artificial fertilisers, and can contribute to the purification of rainwater runoff, also in case

of heavy precipitation events, even though it is rich in nutrients. The good water storage facilities help to cope with floods and periods of drought and can therefore be used for the adaptation to the effects of climate change. Furthermore, this soil stores carbon (opposed to soils which are used for conventional agriculture and release carbon to the atmosphere) and contributes therefore to climate change mitigation [7].

The starting basis of the project was the availability of huge amounts of biomass and human faeces in the Botanical Garden. Each year approximately 1,480 m³ of organic waste consisting of green-, grass-, woodcut and stem wood are disposed, same as the excreta of 300,000 visitors and employees utilising the toilets in the garden. On the one hand the disposal of these “waste-products” is related with monetary costs and energy consumption and on the other hand the botanical garden has to buy each year 350 m³ of resources in form of compost, aggregates, soils and fertilizer. The aim of the TerraBoga research and development project is therefore to turn the organic substances, which were previously treated as “waste-products”, into valuable resources to be reused in the garden for the enhancement and fertilization of soils. The result would be a complete local circular economy contributing to the saving of natural resources, reducing carbon dioxide emissions and creating additional values by the recycling and reuse of local resources. It is expected that by processing the total available biomass in the botanical garden to Terra Preta more than 350 tons of carbon dioxide could be stored in fertile soil, while currently only 50 tons can be stored in the framework of the currently applied mulch and compost processes. [8]

The project started early in 2011. So far the production of Terra Preta is executed with different locally available organic raw materials. As no own charcoal production has been introduced and no human excreta are yet collected in the botanical garden, both materials still have to be imported. However, in future it is planned to provide and produce all required substances locally. As mentioned before, urine and pre-fermented faeces from blackwater were in 2011 imported from the public toilet facility in the central station Hamburg. Since September 2011 one public toilet facility in the botanical garden is remodelled to a source separating facility with the collection of urine and solids from blackwater. It is expected that the collection system will operate successfully at least by the end of 2011. The aims of the modernization and remodelling of the public sanitation systems are the exemplary realization of a sustainable sanitation concept at a promising location, reducing the wastage of drinking water for the transport of faeces and urine, as well as the separation of water and substance flows by cascade utilization and the recycling of carbon and nutrients.

The potentials for achievable savings in water consumption and related monetary costs for different public toilet facilities in the botanical garden have been analyzed and evaluated by means of a so-called “water saving calculator” developed by the HATI GmbH for the company “VILLEROY & BOCH AG”. The calculator was primary used

and validated in the framework of the previously described remodeling project of the public toilet facility in the central station Hamburg. It was estimated that 10% of all visitors use the toilet for defecation and use the big flush accordingly. The calculated water demand per year was only one percent lower than the measured amount of water used in one year. In the botanical garden it is expected that only 5% of the visitors will use the toilets for defecation. Presumably they will stick more to their daily routine than travellers.

The calculations considered a combined drinking water and sewage fee of 4.72 Euro/m³ in Berlin in 2011. Based on the cost developments during the past 10 years it can be expected that the future average water price will be approximately 4.85 Euro. The installed waterless urinals (Typ: Renova 1 Plus, KERAMAG) and water saving toilets (Typ: GreenGain, V&B) with flush volumes of 3.5/2 liters are similar to the ones installed in the public toilet facility in the central station Hamburg. In a 10-years period the achievable monetary savings through exchange of all existing toilets and urinals and the related conservation of drinking water would exceed the investment costs for the sanitation objects themselves but could not cover the required investments for other work related to the remodeling, such as plumbing, tiling, etc.. Regarding cost efficiency aspects, the installations of alternative sanitation systems should therefore always be considered in the framework of regular replacement and renovation measures.

The potential amount of nutrients, which could be collected and recovered from the public toilet facilities in the botanical garden has been calculated by means of the above mentioned "water saving calculator" in combination with parameters for the nutrient load of human excreta, listed in the DWA theme issue on novel sanitation systems [9]. However, all available data regarding the nutrient load is based on daily values per person and does not specify the load for single urination or defecation events. Accordingly the loads used for the calculation of achievable savings are estimated and have to be validated after monitoring and evaluation of the research project.

The monitored experiences with the separation of blackwater from water saving toilets in a solid and liquid fraction with the TeceBASIKA filter in Hamburg were taken as starting basis for the estimated separation and collection rates in the botanical garden. The wedge-wire screen with an opening size of 2mm is expected to retain the biggest portion of the toilet paper (90%) and the faeces (85%). This can be explained with the small distance between toilet and filter (of approx. 10m) and the horizontal flow, which doesn't cause much destruction and dilution of the solid particles of bigger sizes. Additionally it is expected that 3% of the defecated nutrients saturate the toilet paper and can therefore be also separated with it. Based on the monitoring results in the framework of the research project, this value will be adjusted.

Experiences with the collection of undiluted urine show that in drainage systems with open ventilation pipes approximately 50% of the ammonia contained in urine evaporates and gets lost through the ventilation system [6]. The yellowwater collection and storage system in the botanical garden as well as for the planned zero-emissions-hotel (described in the following section) will therefore be equipped with an newly developed and enhanced system which is based on a drainage system with minimized drainage pipe diameters and contact between the urine and air. The ventilation valves of the system will always be closed during system operation. Additionally, ammonia evaporation losses will be avoided through the collection and storage of urine in a specially designed tank consisting out of a flexible bag to be filled from the bottom and not containing a worth mentioning air volume.

For the calculation of the specific amounts of nutrients, which are expected to may be recovered from the public toilets in the botanical garden, it was estimated that the portion of male and female visitors would be balanced. The calculated quantities of nutrients (including human excreta and toilet paper), which could be recovered in practice with the applied technologies, were compared with the total amount of nutrients and toilet paper expected to be disposed by the visitors. The results were related with each other to estimate the potential recovery rate of disposed nutrients. In the result the recovery rates for the nutrients Nitrogen, Phosphorous, Potassium and Sulphur between 32 – 39% of the total discharged amount and hence relatively small. However, this portion would correspond with an amount of 562 kg Nitrogen and 62 kg Phosphorous (to quantify only two important substances), which could be recovered from all 7 public toilets in the botanical garden per year. The recovery rates for the solid ingredients, also known as organic dry substances, Biological Oxygen Demand (BOD) and Chemical Oxygen Demand (COD), are significantly higher and between 60 and 89%. The poor recovery rate for nutrients can be explained with the limited possibility for the collection of urine, which contains 80-90% of the total Nitrogen and 40-50% of the total Phosphorous. Particularly the absence of urinals for female guests as well as the assumption that 20% of the male guests, use the flush toilets for urination plays important roles in this regard. If all men would use the urinals for urination, the recovery rate for Nitrogen would rise to 39% and for Phosphorous to 45%. Another important factor for the low recovery rate is the assumption that only 75% of the total Nitrogen and Phosphorous from men urinals can be collected. If the collection rate would for example be optimised by better drainage to a portion of 95%, also the recovery rates would rise, for Nitrogen to 39% and for Phosphorous to 41%.

In the summer/ autumn 2011, one of the service buildings for female employees of the botanical garden is completely remodelled. In the framework of this process 4 water saving flush toilets and a blackwater separation facility for the recovery of solids and nutrients, to be used for Terra Preta production, are installed. The calculated amount of

nutrients, which will be collected with this installation, is comparable small. Due to the absence of urinals and the comparable small amount of users it is for example estimated that only 4 Kg Nitrogen can be collected per year. For the collection of bigger portions of nutrients, it is suggested to remodel all public toilets of the botanical garden in future. Two public toilet facilities, which are frequented by approximately 20% and 27% of the visitors, have the first priority. Here not only the collection of solids from blackwater but also the previously described separate collection of urine will be applied. According to the findings from the central station in Hamburg a high user acceptance can be expected. The main challenges for the future remain the optimization of collection facilities and the recovery rates for nutrients as well as the safe reuse for the production of specific fertile soils to be reused in the botanical garden for different applications.

4. Zero-Emissions-Hotel in Berlin

In the Zero-Emissions-Hotel, which is planned to be build in the centre of Berlin from 2012, the previously described sustainable sanitation technologies for the filtration of blackwater and collection of yellowwater will be also applied. This includes the installation of waterless urinals and water saving toilets in the public toilet facilities, which are assigned to the hotel restaurant and seminar rooms. In the hotel rooms only water saving toilets but no urinals will be installed. The solids from filtered blackwater will be collected together with organic wastes from the hotel restaurant and mixed with charcoal and effective microorganisms for pre-fermentation in containers. Also the collected urine will be stored in containers containing flexible bags (see above). This facilitates efficient storage in the basement of the building, transport to a central treatment facility and further processing to Terra Preta. It is planned to use the resulting soil for biomass production. As long as there are concerns regarding the security of food grown with Terra Preta made from human faeces, it is planned to use it for the enhancement of soils in urban horticulture, which is not meant for human consumption (such as in parks and gardens). However, it is expected that the TerraBoga research project will deliver results, which will be useful for the evaluation of Terra Preta regarding their specific properties also related to human health aspects. A much promising approach for the application of Terra Preta is the production of biomass, such as fast turnover wood, for heat and electricity production.

The zero-emissions-hotel in Berlin is planned as a “lowest-energy-building” with minimized energy demand for heating, cooling and warm water production. Also the electricity demand for the operation of the building will be significantly reduced to limit the primary energy consumption for the operation of the hotel to 120 kWh/m²a. The

measures, which will be taken to achieve good energy efficiency, are a well-insulated building envelope, the reduction of thermal bridges as well as the installation of a mechanical ventilation system with heat recovery. These measures are quite common for energy efficient buildings. Additionally new and innovative measures for energy efficiency will be applied which are based on the creation of synergies between the water and energy sector.

The hotel will be equipped with a combined greywater recycling and rainwater collection and management facility, which are expected to be economically profitable. The separated greywater from showers and washbasins will be collected separately and be processed to service water in the basement of the building. The service water will be used for toilet flush and irrigation of the green roof and garden. Surplus water will be infiltrated and recharge the groundwater. With the described measures it is expected that the quantity of consumed fresh water as well as of discharged sewage can be reduced by more than 50% compared with conventional hotels. It is planned to manage all rainwater on the property. The small amount of sludge originating from the biological greywater treatment process will be collected and processed together with the separated solids from blackwater processing and collected organic wastes (see above).

The facility for the recycling of greywater will also be used for the recovery of heat from the processed greywater. Experiences with the heat recovery from greywater are available through a pilot installation of the so-called "Pontos Heat Cycle" in student apartments, which is still operating properly and has been monitored for a period of two years. The evaluation results are much promising. They indicate that greywater recycling is more profitable with heat recovery than without, both regarding environmental and economical aspects. By means of two heat exchangers the cold freshwater is pre-heated by the comparable warm greywater, before it is processed in the recycling facility. In yearly average approximately 20% of the energy required for the warm water production could be saved. [10] To enhance the efficiency of the heat recovery system, the greywater recycling facility with heat recovery, which will be installed in the zero-emissions-hotel in Berlin, will have a different system layout. The greywater will be collected and purified in a thermally insulated recycling facility. Afterwards, the thermal energy in the processed but still warm service water will be extracted by means of a heat exchanger and a heat pump, facilitating theoretically a much higher heat recovery rate than with the Pontos Heat Cycle. It is expected that the biggest part of the warm water demand could be even covered by heat extraction from purified water by means of a heat pump alone.

After the heat extraction process it is planned to store the cooled service water in another thermally insulated tank equipped with another heat exchanger connected with the adiabatic cooling system of the hotel. During the hot summer months when cooling

of the building maybe required to provide comfortable indoor temperatures, the cold water could be used for the building component activation of the floor slabs. Additional cooling capacity can be achieved by using the service water for irrigation and evaporative cooling of the hotels greened roof. As only a part of the hotel roof is greened, additional service water will be provided by means of rainwater, collected from the non-greened roof surfaces of the hotel. The cooling by means of service water evaporation on greened roofs can also be used to create synergies with renewable energy production, as described in the subsequent section.

Renewable energy for the zero-emissions-hotel in Berlin will be produced by photovoltaic modules, to be installed on the flat roof of the building. On the greened roof areas synergies between the photovoltaic energy production and the evaporative cooling with service water can be achieved. Due to a significant lower temperature of the intensively irrigated greened roof, the PV modules are expected to have a higher efficiency of 8-10% during hot summer days in comparison with modules, which are installed on conventional roofs (without evaporative cooling). Due to the comparable small roof surface area of the hotel the PV modules can only contribute partly to the renewable production of the energy required for the building service. As the building is located in the centre of Berlin and surrounded by relatively high buildings, the installation of Photovoltaic modules in the façades of the building was not regarded as productive.

Another renewable energy source, which will be used additionally to the PV generators, is near-surface geothermal energy, which will be extracted from the ground under the building. Due to the fact that near-surface geothermal energy (up to a depth of 100m) is stored solar energy, it is indeed renewable. The biggest part of the hotels remaining thermal and electrical energy demand during the winter will be covered by a combined heat and power (CHP) generator, which will use biogas as fuel. For the future it is desired to replace the gas burner with a CHP that can burn solid biofuels. These could for instance desirably originate from regional timber plantations to be grown on the basis of black soils produced from the hotels own organic wastes. In such a way a closed loop recycling economy could be realized on regional level. Even though so far no small-size facilities for the combined heat and power generation from solid fuels are available on the market, it is much promising that technologies which facilitate the production of thermal, and electric energy as well as the production of bio-charcoal at the same time, are currently in the focus of research projects executed by producers of CHP generators [11]. Such technology would indeed facilitate the creation of synergies between sustainable organic waste management, sanitation, as well as food and energy production and therefore prepare the ground for sustainable development and a local circular economy.

5. References

- [1] United Nations, Department of Economic and Social Affairs, Population Division (2009) World Urbanization Prospects, the 2009 Revision. United Nations
- [2] Schuetze, T (2005). Dezentrale Wassersysteme im Wohnungsbau internationaler Großstädte am Beispiel der Städte Hamburg in Deutschland und Seoul in Süd-Korea. Dissertation, University of Hanover, Faculty Architecture and Landscape, Book (in German), Norderstedt, Germany
- [3] FAO (2011) Innovations in water management needed to sustain cities. World Water Day, 22.03.2011, Rome.
<http://www.fao.org/news/story/en/item/53479/icode/> (accessed 2011.09.08)
- [4] Genath, B. (2010) Trinkwasser kein Vehikel fuer Abfalltransporte. In: HLH - Lüftung/Klima-Heizung/ Sanitär-Gebäudetechnik, Bd. 61, Nr. 12, pp. 80-85
- [5] Hamburg Wasser (2010). Trinkwasser und Sielbenutzungsgebuehren. Hamburg Wasser, Hamburg, Germany. <http://www.hamburgwasser.de/trinkwasser.html> (accessed 2011.09.14)
- [6] Goosse, P. (2009) NoMix-Toilettensystem. In gwa, 7-2009, pp. 567-574, Zuerich, Switzerland.
- [7] Factura et al. 2010 - Factura H, Bettendorf T, Buzie C, Pieplow H, Reckin J, Otterpohl R (2010) Terra Preta sanitation: re-discovered from an ancient Amazonian civilisation - integrating sanitation, bio-waste management and agriculture. Water Science & Technology, WST 61.10 – 2010, London, Great Britain, pp. 2673 – 2679
- [8] Wagner, R., Koenig, Nadine (2011). TerraBoga. Flyer & website. Freie Universitaet Berlin, Fachbereich Geowissenschaften, Botanischer Garten und Botanisches Museum; Palaterra GmbH & Co. KG (Terra Preta-Technology), Ruedersdorf; HATI GmbH (Sustainable Sanitation Systems), Berlin.
- [9] Londong, J. et. al. (2008). Neuartige Sanitärkonzepte. DWA-Themen, Hennef, pp. 29-36
- [10] Vetter, C. et al. (2011). Waermerueckgewinnung aus Grauwasser mit dem Pontos HeatCycle. In: Wasserautarkes Grundstueck, Schriftenreihe fbr 15, Fachvereinigung Betriebs- und Regenwassernutzung e.V. (editor), Darmstadt, Germany
- [11] Sterling DK (2011) Research and development project of pyrolysis based combustion system. Lyngby, Denmark.

http://stirling.dk/page_content.php?menu_id=30&type=submenu (accessed 12.09.2011)

Authors

Prof. Dr.-Ing. Thorsten Schuetze,
Sungkyunkwan University,
Department of Architecture
Suwon 440-746
South Korea
t.schuetze@skku.edu

Peter Thomas,
HATI GmbH,
Gesellschaft für Handwerk, Technik und Innovation
Wrangelstr. 50
10997 Berlin
Tel.: +49-30-6149090
thomas@hati.de

Evaluation and optimisation of the environmental footprint of the Braunschweig sanitation concept with Life Cycle Assessment

C. Remy, B. Lesjean, Berlin Centre of Competence for Water

C. Siemers, Stadtentwässerung Braunschweig

Abstract

This paper presents the results of an evaluation of the environmental footprint of the Braunschweig wastewater scheme with Life Cycle Assessment. All relevant inputs and outputs of the system are quantified in a substance flow model and evaluated with a set of environmental indicators for cumulative energy demand, carbon footprint, acidification, eutrophication, and human and ecotoxicity. The analysis shows that energy demand and carbon footprint of the Braunschweig system are to a large extent offset by credits accounted for valuable products such as electricity from biogas production, nutrients and irrigation water. The eutrophication of surface waters via nutrient emissions is reduced in comparison to a conventional system discharging all effluent directly into the river, because some nutrients are diverted to agriculture. For human and ecotoxicity, a close monitoring of pollutant concentrations in soil is recommended to prevent negative effects on human health and ecosystems. Normalised indicators indicate the importance of the primary function of the wastewater system (= protection of surface waters) before optimisation of secondary environmental impacts such as energy demand and carbon footprint. A further decrease of the energy-related environmental footprint can be reached by applying optimisation measures such as the addition of grass as co-substrate into the digester, thermal hydrolysis of excess sludge, or nutrient recovery from sludge liquors.

1. Introduction

Nowadays, municipal wastewater is more and more acknowledged as a valuable resource, both for its energy content (= heat), its content of organic matter and plant nutrients (N, P, Ca) and for the water itself. The recovery or reuse of these resources in the form of water, nutrients or energy can substantially alleviate the pressure on limited local or global natural resources, i.e. mineral phosphorus reserves, fossil fuels for energy production, or water resources in water-scarce areas. Thus, human society can

decrease its environmental footprint, moving to a more sustainable way of living on this planet.

However, the reuse and recovery of these resources in technical systems often requires additional resources for process infrastructure, electricity, chemicals, transports, and other related parts of the wastewater management system, thus also generating additional emissions into the environment. These collateral environmental impacts may offset some of the benefits of recovery and reuse of wastewater-derived products, or shift the environmental burden to other parts of the system or other categories of environmental concern. To ensure an overall improvement of the environmental footprint and avoid problem-shifting to other areas, a holistic and comprehensive system-wide analysis of all environmental impacts is required.

The Braunschweig wastewater scheme

In the wastewater treatment scheme of the city of Braunschweig, purified wastewater and stabilized sewage sludge are reused in agriculture for over 50 years, using a historically grown system of distribution and spreading of effluent and sludge to agricultural fields [1]. The Braunschweig wastewater scheme treats the municipal wastewater of the city of Braunschweig and surrounding communities with a total of 350000 population equivalents. After being treated in a conventional wastewater treatment plant (WWTP) with activated sludge technology and nutrient removal, a part of the purified effluent is directly spread on agricultural fields for irrigation (3000 ha). The remaining part of the effluent is discharged to surface waters after polishing in natural infiltration fields which have been operated for more than 100a. Primary and excess sludge of the WWTP are stabilized via anaerobic digestion, and the digested sludge is added to the effluent in summer to recover the nutrients bound in the sludge. In winter, digested sludge is dewatered and stored on-site before it is applied in agriculture in late summer.

However, the existing system can be further optimized in terms of energy and nutrient management to maximize its environmental benefits. The research project CoDiGreen [2] targets an optimization of energy and nutrient recovery within the Braunschweig wastewater scheme by testing a variety of technical options for process improvement, e.g. the addition of co-substrates or the pre-treatment of sewage sludge by thermal hydrolysis. In addition, the environmental footprint of the Braunschweig system is analysed using the methodology of Life Cycle Assessment (LCA) to identify the specific benefits and drawbacks of the reuse approach and assess the optimization measures in their effects on the environmental footprint. This paper presents the results of this LCA.

2. Methods

This study closely follows the framework of Life Cycle Assessment as it is defined in the standard ISO 14040/44 [3]. It consists of important methodological definitions of the study ("goal and scope"), the collection of process data ("inventory") and setup of a substance flow model, the calculation of environmental impacts ("impact assessment"), and the final interpretation and discussion of the results.

2.1 Goal and scope of Life Cycle Assessment

The goal of this LCA is the assessment of the environmental impacts associated with the operation of the Braunschweig wastewater scheme and the evaluation of optimization measures to lower its environmental footprint. The primary function of this system is the treatment and disposal of municipal wastewater (350000 population equivalents). The functional unit of this LCA is defined as *the treatment of municipal wastewater per population equivalent and year*, related to the influent load of chemical oxygen demand (COD) (120 g COD/(PE*a)). The reference flow of wastewater is defined according to the measured influent volume and concentrations at the Braunschweig WWTP.

The present study focuses on the operation of the wastewater treatment scheme and excludes the infrastructure. This cut-off is reasonable as previous studies have shown a negligible influence of the infrastructure on the environmental footprint, especially if systems for wastewater collection (= sewer systems) are not within the scope of the study. Hence, the system boundaries include the operation of the complete WWTP process, anaerobic sludge digestion and biogas usage in combined heat and power (CHP) plants and dewatering in winter and the infiltration fields (Figure 1). A small amount of external co-substrates (grease) is added into the digestion process as waste disposal (= no environmental burden for grease production accounted).

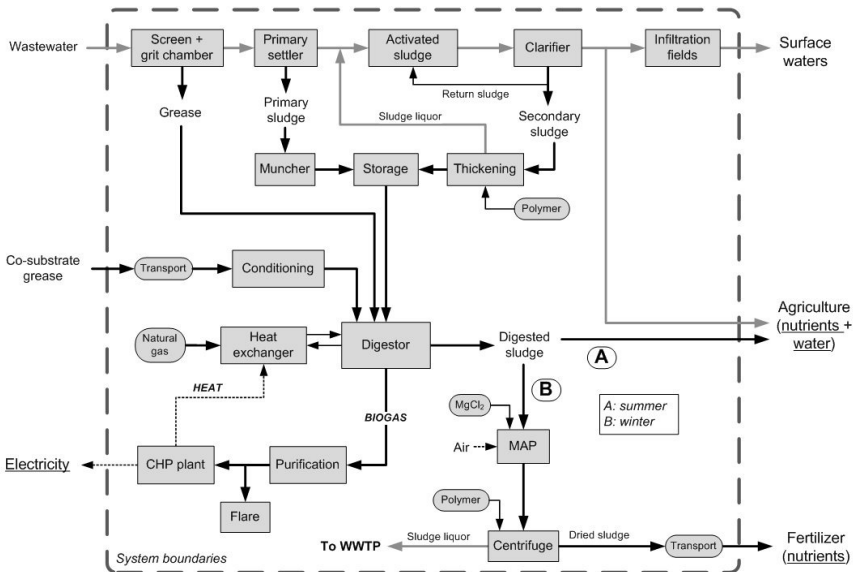


Figure 1: System boundaries of Life Cycle Assessment for Braunschweig wastewater scheme (products are underlined)

For the agricultural reuse, the system boundaries are defined at the delivery of the effluent to the sprinkling devices (= the atmospheric emissions during application are not included in this assessment). Likewise, the disposal of the dewatered sludge from the winter operation is accounted up to the transport to the agricultural fields, without emissions during application. However, the input of nutrients and pollutants from sludge and effluent into soil is included as environmental impact.

Recovered or reused products from wastewater treatment are accounted via substitution of equivalent products (Table 1), crediting the related environmental impacts as “avoided burden”:

- Electricity from biogas combustion in CHP plants amounts to 10300 MWh/a and substitutes electricity from the grid
- Excess heat of CHP plants which is not used on-site (e.g. for heating of digestors) is not accounted as credit
- Nitrogen in effluent and sludge is accounted for substituting mineral N fertilizer, assuming 100% plant availability of the nitrogen. However, only a fraction of the delivered nitrogen (40%) in wastewater reuse can effectively

substitute mineral fertilizer due to the seasonal demand for nitrogen by the plants. In contrast, nitrogen from dewatered and stored sludge can be applied specifically at the time of nitrogen demand, so that its substitution potential is assumed to 100%.

- For phosphorus, plant availability of the sludge-bound fraction is assumed to be limited (80%) due to the use of ferric coagulants in the WWTP process. As phosphorus can accumulate in the soil, the substitution potential is assumed to 100%.
- For the water itself, an amount of only 100 mm/a (on 3000ha = 3 Mio m³/a) is accounted as substituting irrigation with groundwater (= pumping energy). This amount represents the average of required irrigation in agriculture in the Braunschweig region and climate. Water that is applied in agriculture beyond 100 mm/a is not directly required in irrigation and thus does not substitute groundwater pumping. This “over-irrigation” is historically due to the low water flow of the receiving water (river Oker) which is in the same volumetric range than the WWTP effluent flow, requiring the polishing of effluent in soil treatment or an additional biofiltration stage. However, the positive effects of recharging local groundwater resources and polishing of WWTP effluent by soil passage are not directly evaluated in this LCA.

Table 1: Products of the Braunschweig wastewater scheme and equivalent products accounted in this LCA

<i>Product</i>			<i>Equivalent product</i>	<i>Remarks</i>
<i>Electricity</i>	<i>MWh/a</i>	10300	<i>Grid electricity</i>	<i>from biogas combustion in CHP plants</i>
<i>Heat</i>	<i>MWh/a</i>		<i>Utilized heat</i>	<i>used on-site</i>
			<i>Excess heat</i>	<i>not accounted</i>
<i>N in effluent + sludge*</i>	<i>t/a</i>	123 + 322	<i>Mineral N fertilizer</i>	<i>100% plant available, 40% substitution</i>
<i>P in effluent + sludge*</i>	<i>t/a</i>	12 + 117	<i>Mineral P fertilizer</i>	<i>80% plant available (100% in effluent)</i>
<i>N in dewatered sludge</i>	<i>t/a</i>	230	<i>Mineral N fertilizer</i>	<i>100% plant-available</i>
<i>P in dewatered sludge</i>	<i>t/a</i>	201	<i>Mineral P fertilizer</i>	<i>80% plant available</i>
<i>Water</i>	<i>Mio m³/a</i>	12.4	<i>Groundwater pumping</i>	<i>credits for 3 Mio m³/a (= 100mm/ha*a)</i>

** in summer*

2.2 Process inventory

Process data is collected from the regular operation of the Braunschweig WWTP in the year 2010, compiled as annual mean data. This paper only gives an overview of the quality of inventory data, detailed information can be found in the final report of CoDiGreen [2]. The process inventory is used to set up a substance flow model of the Braunschweig wastewater scheme with the LCA software UMBERTO® [6].

Wastewater treatment plant

For the wastewater treatment process, mean influent and effluent quality of the WWTP as well as sludge quality and quantity is compiled from regular sampling. The demand for electricity and chemicals (FeCl_2) is quantified from information of the operators.

Sludge digestion + biogas usage

Excess sludge is thickened in centrifuges (addition of polymer) and mixed with primary sludge. Mixed sludge is digested anaerobically in mesophilic conditions (38°C) during the research project CoDiGreen (usually thermophilic at 55°C), and digestors are heated with off-heat from CHP plants. During winter months, a small additional amount of natural gas is used for digester heating. Gas yields ($\sim 425 \text{ L/kg}$ organic dry matter) of the digestors and CH_4 content (63%) of the biogas is monitored regularly. Biogas is scrubbed from H_2S and combusted in CHP plants with an electrical and thermal efficiency of 36.7 and 40%, respectively.

Effluent and sludge handling and spreading in agriculture

55% of annual effluent of the WWTP is pumped to agriculture (0.37 kWh/m^3), whereas the remaining effluent is discharged into infiltration fields for polishing. After passing through infiltration fields, water is discharged to receiving surface waters. Quantity and quality of this discharge is measured and accounted as emissions into the environment. Digested sludge is simply added to irrigation water in summer to recover the nutrient content as fertilizer. In winter, digested sludge is dewatered after struvite precipitation (addition of MgCl_2) in centrifuges with the addition of polymer. After lime addition, dewatered sludge is stored on-site and disposed in agriculture in late summer (truck transport: 15 km).

Background processes + equivalent products

Background processes for electricity supply, chemicals production, transports, natural gas, and equivalent products (mineral N and P fertilizer) are modelled with datasets from the database ecoinvent [7] (long-term emissions $>100\text{a}$ not accounted). The electricity mix represents the effective power mix of Germany in 2010. Equivalent products such as electricity from the grid and mineral N and P fertilizer are credited as avoided (=negative) environmental impacts. Substitution of groundwater pumping for irrigation purposes is assumed to save 0.48 kWh/m^3 .

Scenario analysis

The Braunschweig system is compared to a hypothetical conventional system without the reuse of effluent in agriculture. This “conventional” system is based on the following assumptions:

- Direct discharge of WWTP effluent into surface waters
- All-season dewatering of digested sludge, storage and application in agriculture (Substitution potential of N/P: 65/80%)
- Slight increase in energy demand for aeration (+10%) due to increased nitrogen load in sludge liquor

Additionally, different optimisation scenarios are evaluated in their effects on the environmental footprint:

- Addition of grass as co-substrate (+10% dry solids in digester) with increasing gas yield (+23%) and quality (CH_4 : 67%) (results of pilot trials [2])
- Thermal hydrolysis of excess sludge with increasing gas yield (+8%) and quality (CH_4 : 64%), energy demand for hydrolysis is met by waste heat of CHP plant (results of pilot trials [2])
- Nitrogen recovery from sludge liquor via NH_3 stripping (90% N removal, 1.6 kWh/m³ electricity + 5 kWh/m³ heat, 4 kg NaOH (50%) and 3.8 kg H_2SO_4 (78%) per kg N_{input})
- Struvite recovery from sludge liquor via precipitation (70% P removal, addition of 1.8 kg/m³ MgCl_2 (30%), 0.2 kWh/m³ electricity)

2.3 Impact assessment

Aggregated inputs and outputs (resources and emissions) calculated by the substance flow model are evaluated with a set of environmental indicators (Table 2). This study uses midpoint indicators based on widely accepted scientific models [4,5] which express the potential environmental impacts in relation to a model substance (e.g. CO_2 -equivalents for carbon footprint). Indicator results can be normalised to the total environmental impact in each impact category (e.g. the total emission of greenhouse gases per person and year in Germany). Normalisation gives additional information about the contribution of the analysed process to the total environmental footprint of society.

Table 2: Environmental indicators used for impact assessment

<i>Indicator</i>	<i>Unit</i>	<i>Accounted resources + emissions</i>	<i>Source</i>
Cumulative energy demand of non-renewable resources	<i>MJ</i>	<i>Hard coal, lignite, oil, natural gas, uranium</i>	<i>[4]</i>
Global warming potential	<i>kg CO₂-eq</i>	<i>Fossil CO₂, CH₄, N₂O</i>	<i>[5]</i>
Acidification	<i>kg SO₂-eq</i>	<i>SO₂, NH₃, NO_x</i>	<i>[5]</i>
Eutrophication of freshwater	<i>kg P-eq</i>	<i>P to water, soil</i>	<i>[5]</i>
Eutrophication of freshwater	<i>kg N-eq</i>	<i>N to air, water, soil</i>	<i>[5]</i>
Human toxicity	<i>kg DCB-eq</i>	<i>Organic pollutants and heavy metals to air, water, soil</i>	<i>[5]</i>
Aquatic ecotoxicity	<i>kg DCB-eq</i>		<i>[5]</i>
Soil ecotoxicity	<i>kg DCB-eq</i>		<i>[5]</i>

3. Results

The environmental footprint of the Braunschweig wastewater scheme is evaluated using the defined set of environmental indicators. In the following, the results for each indicator are discussed in a contribution analysis, identifying the decisive processes and assumptions for each environmental impact category. Secondly, all indicators of the environmental footprint are normalised to reveal the relative contribution of the system to the overall environmental impacts of society. A separate section analyses the differences in environmental footprint between the Braunschweig approach of wastewater reuse and a conventional wastewater treatment scheme. Finally, different optimisation scenarios are discussed in their effect on the environmental footprint.

3.1 Environmental footprint of Braunschweig system

Cumulative energy demand

The total cumulative energy demand of the Braunschweig wastewater scheme amounts to 584 MJ/(PE_{COD}*a), from which 85% are due to electricity demand, 8% due to heat demand, and 7% due to the production of chemicals (Figure 2). However, the products from Braunschweig account for credits of 459 MJ/(PE_{COD}*a), with electricity from biogas contributing 64%, nutrients 18%, on-site heat recovery 10%, and groundwater substitution 9%. The remaining net energy demand finally amounts to 125 MJ/(PE_{COD}*a). From the contribution analysis of the different process steps, it can be concluded that sludge treatment is mainly responsible for the high energy recovery ratio due to biogas production, recovery of heat for digester heating, and the nutrients contained in winter sludge. The agricultural reuse itself is not energetically beneficial, because the effective water demand of agriculture (100 mm/a) is far less smaller than the applied volume of effluent (> 400 mm/a). Thus, pumping of effluent to fields requires a lot of electricity, from which only a part is accounted here for groundwater substitution. The nutrients recycled to agriculture via reuse of effluent and sludge add some energy credit, but overall the agricultural reuse in Braunschweig requires more energy than a conventional solution of groundwater irrigation and mineral fertilizer application. Nevertheless, the Braunschweig wastewater scheme in total has a high energy recovery ratio, and it recovers 79% of its cumulative energy demand with supplying valuable products.

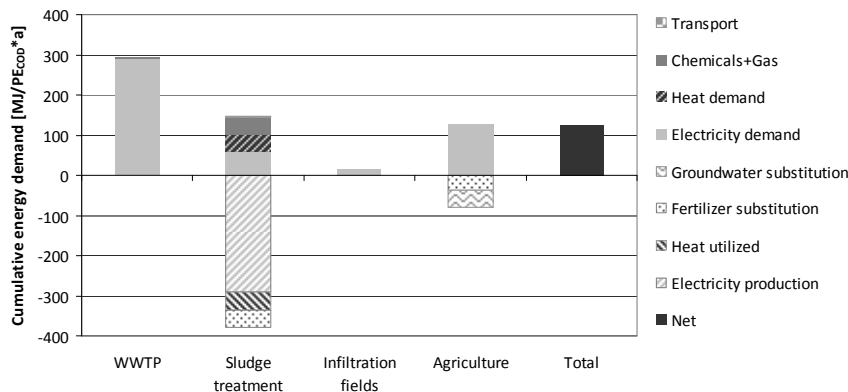


Figure 2: Cumulative energy demand of Braunschweig system

Carbon footprint

The carbon footprint is mostly in analogy to the energetic balance (Figure 3). A total carbon footprint of 41.8 kg CO₂-eq/(PE_{COD}*a) for the operation is partially offset by credits of 33.6 kg CO₂-eq/(PE_{COD}*a), leaving a net carbon footprint of 8.2 kg CO₂-eq/(PE_{COD}*a) for the Braunschweig wastewater scheme. Besides the important influence of the energy-related emissions (burning of fossil fuels), direct emissions of the wastewater treatment plant in form of nitrous oxide (N₂O) in denitrification or methane (CH₄) from sludge treatment are responsible for 18% of the total carbon footprint. These emissions have been estimated by generic emission factors in this LCA and should be verified in on-site sampling.

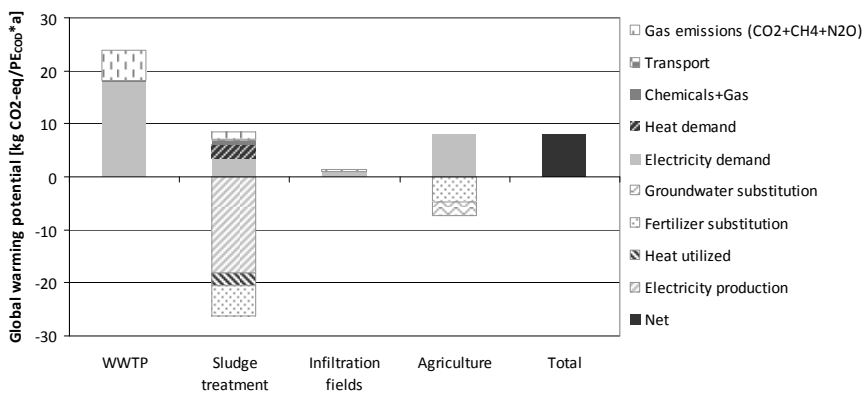


Figure 3: Carbon footprint of Braunschweig system

Acidification

The net acidification potential amounts to 0.05 kg SO₂-eq/(PE_{COD}*a). A major contribution derives from the operation of the WWTP due to stripping of NH₃ from wastewater during aeration (Figure 4). The generic emission factor used in this LCA assumes that 0.6% of influent NH₄-N is stripped in the activated sludge process. Electricity production plays only a secondary role for the total emissions of acidifying air pollutants (34%). Major credits in acidification are accounted for the substitution of mineral nitrogen and phosphorus fertilizers which cause direct emissions of NH₃ and SO₂ during their production.

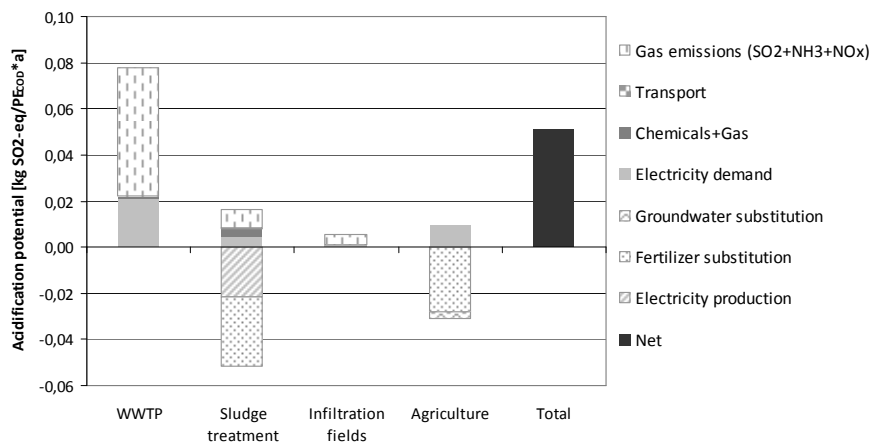


Figure 4: Acidification of Braunschweig system

Eutrophication of freshwaters via phosphorus

The net eutrophication potential for freshwaters caused by emission of phosphorus amounts to 0.03 kg P-eq/(PE_{COD}*a) for the Braunschweig system (Figure 5). Naturally, the direct P emissions of the WWTP to surface waters via the infiltration fields has a high impact (47%). The remaining impact is caused by the application of P in agriculture and its transfer to surface waters via groundwater. However, the latter impact is completely offset by the credits for fertilizer substitution, as the same amount of P fertilizer is applied in mineral form per definition.

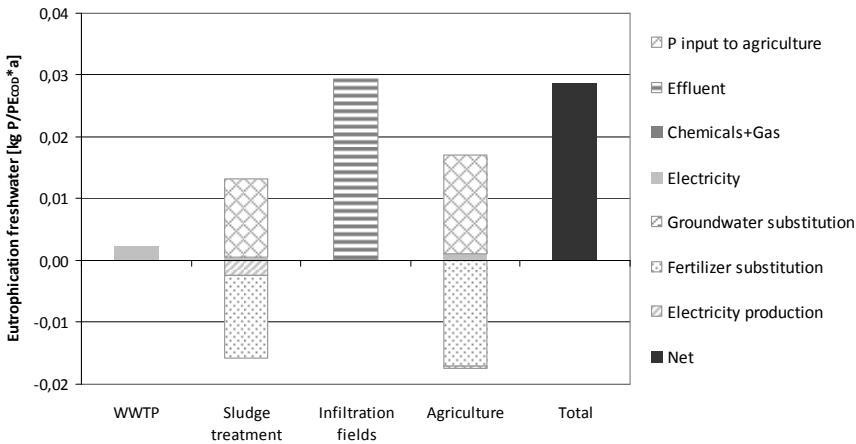


Figure 5: Freshwater eutrophication of Braunschweig system

Eutrophication of seawater via nitrogen

Nitrogen emissions into marine waters sum up to 0.08 kg N-eq/(PE_{COD}*a) in this study (Figure 6). Besides the direct emissions of nitrogen from infiltration fields (43% of total impact), application of nitrogen in agriculture leads to its transfer to groundwater, then to surface waters and finally end up in marine systems. However, the respective impact is completely offset by the substitution of mineral nitrogen fertilizer which would cause comparable impacts in this category. Finally, the net impact of the Braunschweig system is equivalent to its direct emissions of nitrogen to surface waters.

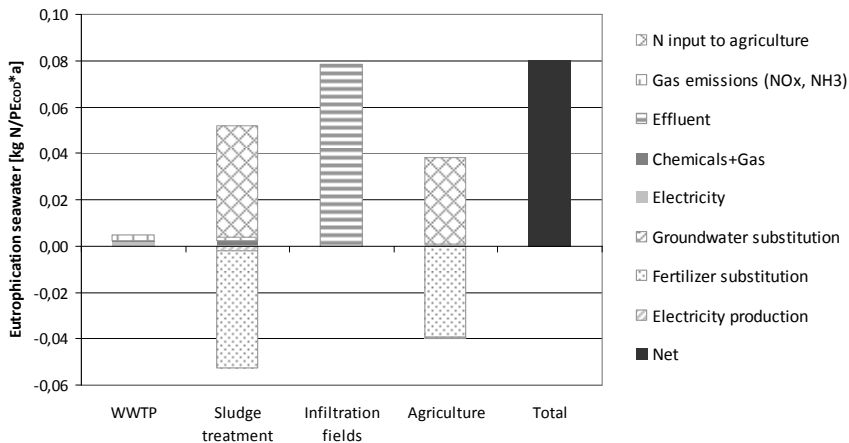


Figure 6: Seawater eutrophication of Braunschweig system

Human toxicity

The net potential for human toxicity is calculated to 0.3kg DCB-eq/(PE_{CO_D}*a) for the Braunschweig scheme (Figure 7). Thereof, electricity production constitutes a major part (68%) due to atmospheric emissions of organic and inorganic pollutants during combustion of fossil fuels or pollutant emissions from resource mining. The input of heavy metals to agriculture contained in reused effluent and sludge accounts for 30% of the total impact. It is remarkable that the impact assessment method used in this study [5] attributes a higher human toxicity potential to the heavy metal loads in reused sludge and effluent than to the respective mineral fertilizers. A close monitoring of the heavy metal content in agricultural soil and plants is required to identify and eliminate potential dangers for human health pre-emptively.

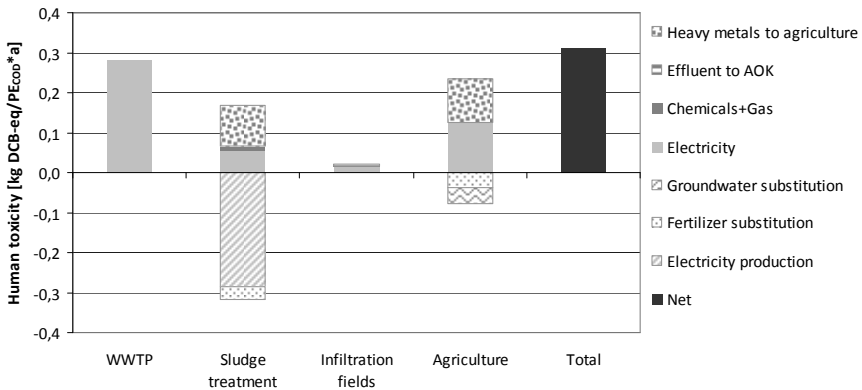


Figure 7: Human toxicity of Braunschweig system

Aquatic and terrestrial ecotoxicity

The net aquatic ecotoxicity amounts to 0.045 kg DCB-eq/(PE_{COD}*a) and is dominated by the heavy metals discharged to surface waters via effluent (58%) and the agricultural reuse of effluent and sludge (39%) (Figure 8). Hence, the direct impact of the WWTP on surface waters is the main driver here, but agricultural reuse of effluent and sludge has a substantial share in this environmental effect. The ecotoxicity for soil ecosystems amounts to 0.2 kg DCB-eq/(PE_{COD}*a) and is dominated by the effluent and sludge spread on agricultural soil (Figure 9).

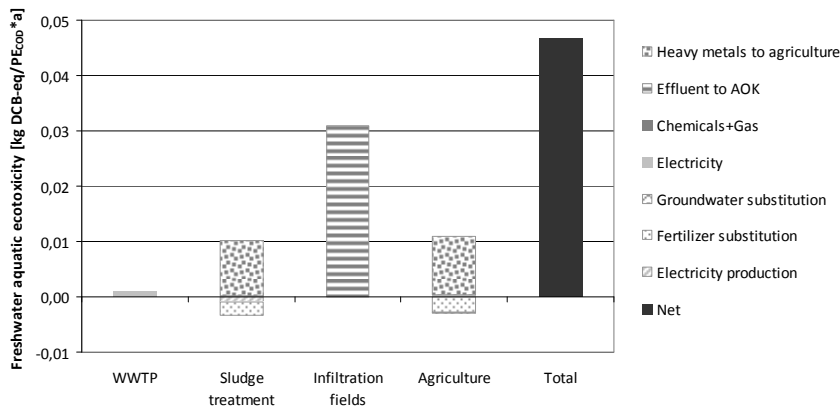


Figure 8: Aquatic ecotoxicity of Braunschweig system

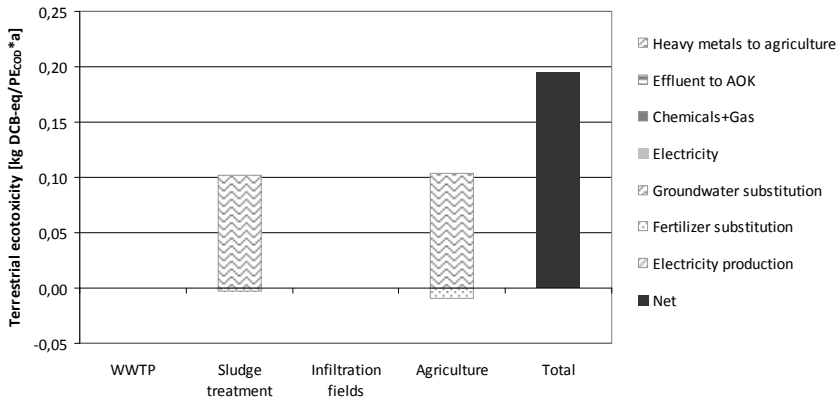


Figure 9: Soil ecotoxicity of Braunschweig system

A minimisation of the heavy metals spread on agricultural soils thus leads to a benefit regarding the toxicity for both humans and aquatic or terrestrial ecosystems. Finally, it has to be noted here that the toxicity assessment used in this LCA calculates a relatively high ecotoxicity potential for Cu and Zn, two heavy metals which are present at high concentrations in wastewater sludge.

3.2 Normalisation

The normalised impact scores for each indicator reveal the relative contribution of the Braunschweig wastewater scheme to the average total environmental impact per person in Germany (Figure 10). Obviously, the Braunschweig wastewater treatment scheme has a small share of the total cumulative energy demand (0.3%), carbon footprint (0.07%), acidification (0.08%), eutrophication of seawater (0.8%) and human toxicity (0.12%). In contrast, the contribution is more significant in the categories of eutrophication of freshwaters (9.6%), aquatic ecotoxicity (2.5%) and soil ecotoxicity (11.8%). From this information, it is evident that the primary function of the wastewater treatment plant, i.e. the protection of surface waters from eutrophication or toxic pollutants, should always be guaranteed while optimising secondary environmental effects such as energy demand and carbon footprint. Additionally, the reuse of effluent and sludge in agriculture causes a transfer of wastewater-derived pollutants to soil ecosystems and - due to transfer to groundwater - on aquatic ecosystems.

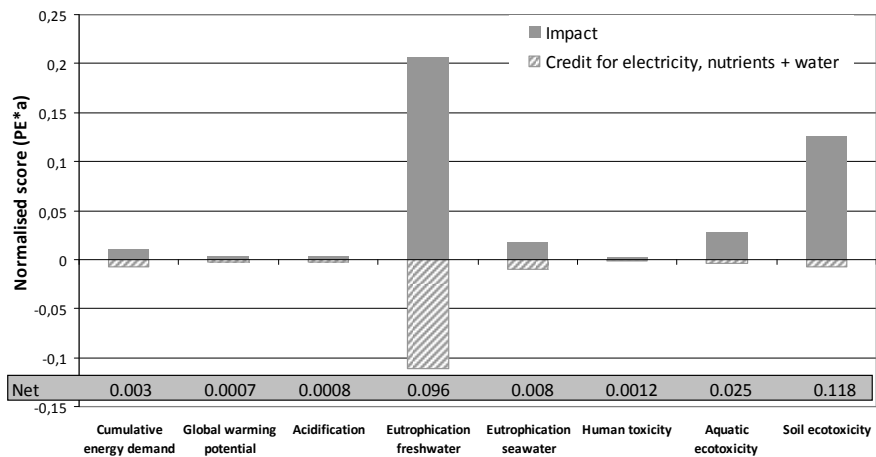


Figure 10: Normalised environmental profile of Braunschweig system

3.3 Comparison to conventional system

If the Braunschweig wastewater scheme is compared to a hypothetical „conventional“ system where the WWTP effluent is directly discharged to surface waters and all sludge is dewatered and applied in agriculture, the environmental impacts of direct reuse of effluent can be identified. The comparison reveals that the Braunschweig system is superior in the categories of eutrophication of freshwaters and seawaters and aquatic ecotoxicity (Figure 11). This effect is mainly caused by the diversion of nutrients N and P to agriculture via effluent reuse, so that the direct nutrient load to surface waters is decreased substantially. Another positive aspect is the polishing effect of the infiltration fields where effluent nitrogen is eliminated via denitrification. For the energy demand and related indicators such as carbon footprint or human toxicity, the Braunschweig system is inferior to a conventional system, mainly due to the higher electricity demand for pumping of effluent to agriculture. While 25% of this energy is offset by substituting groundwater pumping, the remaining 75% of water would not be needed for irrigation purposes (cf. 2.1). Thus, the Braunschweig system requires more energy for pumping “without credits” which is reflected in the environmental comparison. However, the possible benefits of recharging natural groundwater resources have not been taken into account in this study. Keeping in mind the results of normalisation, the Braunschweig system has a lower environmental footprint than the

conventional WWTP in the impacts related to its primary functions, but offers a potential for optimisation in secondary environmental impacts such as energy demand and carbon footprint.

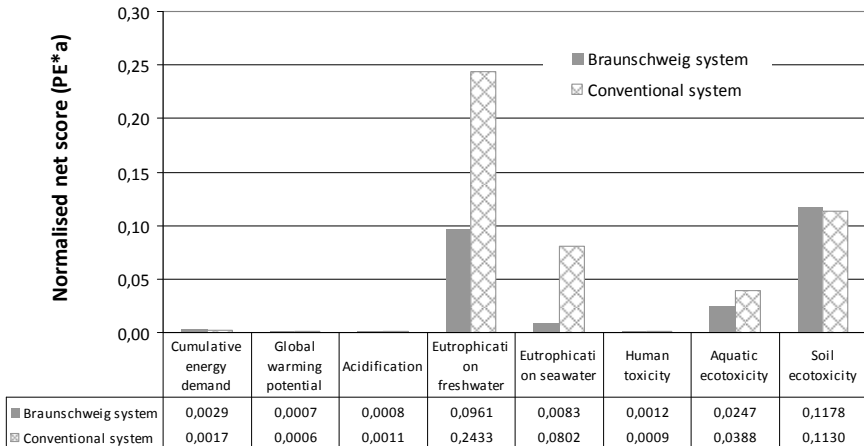


Figure 11: Normalised comparison of Braunschweig system with “conventional” wastewater system (= no agricultural reuse of effluent)

3.4 Assessment of optimization measures

To optimise the environmental footprint of the Braunschweig wastewater scheme, several measures for optimisation are tested in pilot experiments and analysed in parallel within this LCA. The respective change in the environmental footprint is presented in relation to the baseline (= status quo of Braunschweig).

The addition of grass as co-substrates in the digester increases the amount and quality of biogas. Consequently, more credits are accounted for electricity production, leading to a substantial improvement in the energy-related environmental indicators (Figure 12). Potentially higher impacts from processing of increased amounts of sludge and biogas combustion are more than equalized by the benefits from generating more biogas. It has to be noted that the assumed gas yield of grass addition is estimated from pilot trials and has not yet been realized in full scale [2].

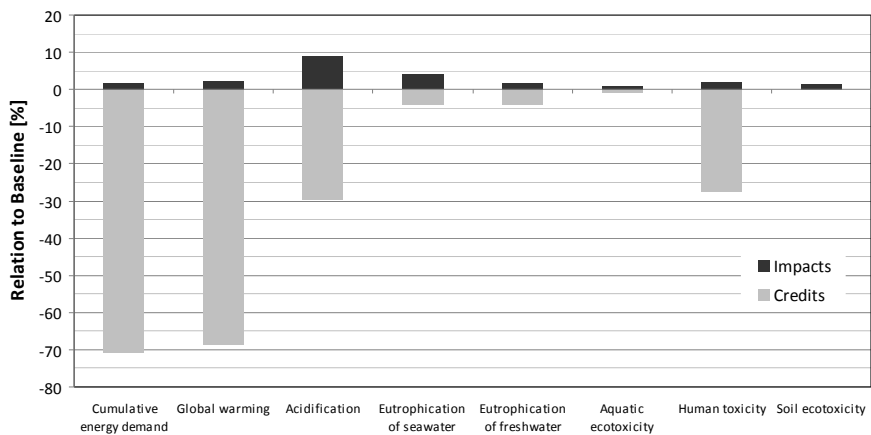


Figure 12: Change in environmental footprint with addition of grass as co-substrate in digestors

The thermal hydrolysis of excess sludge can also increase biogas production, leading to a higher credit for electricity production (Figure 13). Additionally, impacts of natural gas combustion for digester heating during cold winter months can presumably be avoided due to the high sludge temperature coming from hydrolysis. Again, the gas yields are estimated based on pilot experiments [2] and should be confirmed in full-scale testing. This study assumes no additional fuel demand for providing the heat necessary for the hydrolysis step, which also has to be confirmed for a full-scale installation.

In addition, two scenarios are calculated to enhance nutrient recovery from sludge liquors and decrease the return load to the WWTP, especially for nitrogen which causes additional energy demand for nitrification. For nitrogen recovery by NH_3 stripping, the additional amount of substituted mineral nitrogen fertilizer (72 t/a) leads to a smaller footprint in terms of energy demand, carbon footprint and eutrophication of seawaters (Figure 14). However, the environmental profile reveals a negative impact for the categories of acidification and especially human toxicity, caused mainly by the production of NaOH for pH adjustment prior to stripping. This would be a typical shift of the environmental burden within the life cycle of the process towards chemicals production. Nevertheless, this option can be favourable in view of the low normalised impact of human toxicity within this LCA.

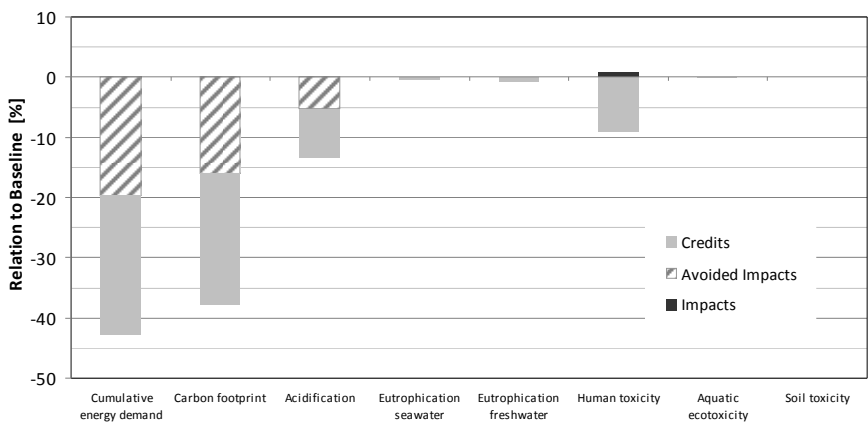


Figure 13: Change in environmental footprint with thermal hydrolysis of excess sludge

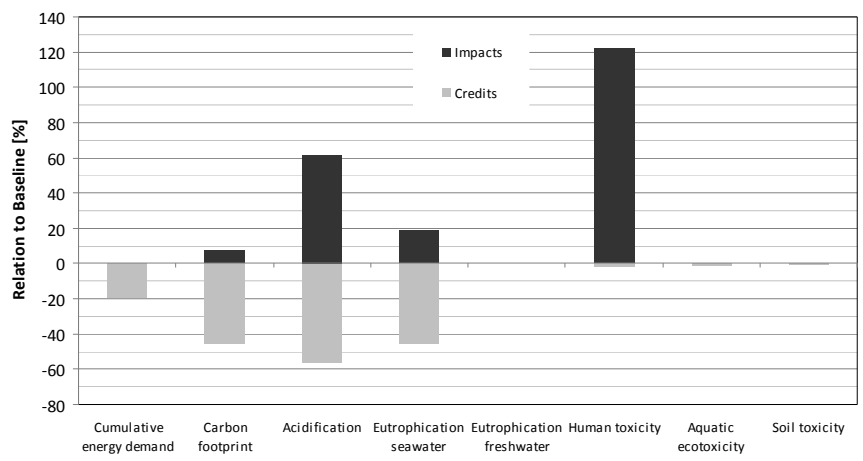


Figure 14: Change in environmental footprint with NH₃ stripping for sludge liquor

Finally, the recovery of struvite from sludge liquor does not substantially improve nor aggravate the environmental footprint of the baseline system (Figure 15). Due to the

agricultural reuse of all sludge in the baseline scenario, the total amount of substituted mineral P fertilizer does not increase significantly with struvite recovery. However, the process does not require much input of energy or chemicals, so that operational issues may favour this option despite its low improvement of the overall environmental footprint.

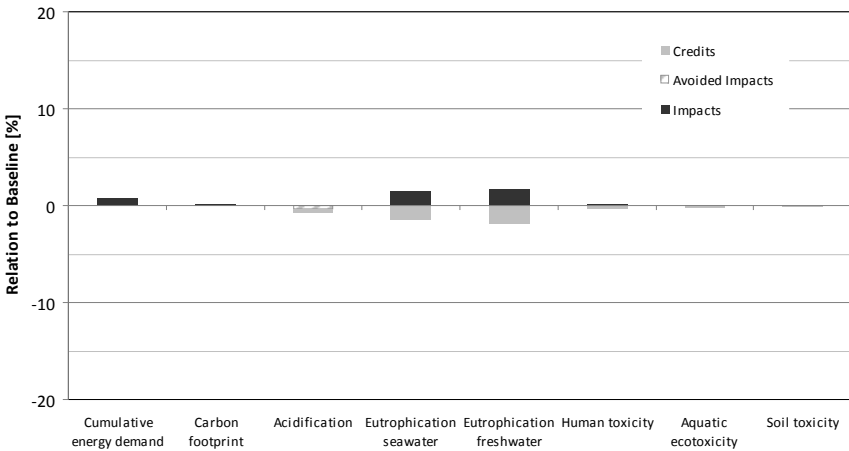


Figure 15: Change in environmental footprint with struvite recovery from sludge liquor

4. Conclusions

In this paper, the environmental footprint of the Braunschweig wastewater scheme is assessed using the methodology of Life Cycle Assessment. The analysis of the different environmental indicators reveals different groups of environmental impacts and their main drivers:

- Energy demand and related environmental impacts such as carbon footprint and human toxicity are mainly determined by the demand for electricity. A substantial portion of the energy demand is offset by products from the wastewater scheme, i.e. electricity from biogas and substitution of mineral fertilizer. The pumping of effluent to agriculture beyond the amounts effectively

required for irrigation impairs the energetic balance of the plant. However, the relative share of energy-related impacts is small after normalisation.

- Environmental impacts related to the protection of surface waters (eutrophication, aquatic ecotoxicity) are improved by the Braunschweig system due to the transfer of nutrients and associated pollutants to agriculture. This primary function of wastewater treatment is reflected by the high share of the respective indicators after normalisation.
- The transfer of effluent and sludge to agriculture is associated with an increased input of heavy metals into agricultural soils compared to mineral fertilizers. A close monitoring of the resulting soil concentrations and continuous measures for minimisation of heavy metal loads in sludge are required to address this issue properly.

Finally, different measures for optimisation have been identified to decrease the environmental footprint without impairing other areas of environmental concern. Prospective benefits and possible drawbacks of the different options can thus be quantified and provide information for decision support towards future investments and operation strategies. Here, the method of LCA proves suitable for a holistic and comprehensive analysis of the environmental footprint of a wastewater treatment scheme, giving valuable information to support the optimisation of systems for wastewater management on the road to more sustainable solutions.

5. References

- [1] Eggers, T. (2008): Verregnung von geklärtem Abwasser auf 300 ha landwirtschaftlich genutzter Fläche (Spreading of purified wastewater on 3000 ha of agricultural fields), *gwf Wasser-Abwasser* 149 (13), 25-31.
- [2] CoDiGreen (2011): final report of research project coordinated by Berlin Centre of Competence for Water, in preparation, publicly available on the internet: www.kompetenzwasser.de/CoDiGreen.504.0.html
- [3] ISO 14040/44 (2006): Environmental management – Life Cycle Assessment – Principles and Framework/Requirements and Guidelines, International Standardisation Organisation, Geneva, Switzerland.
- [4] VDI (1997): VDI-Richtlinie 4600: 1997-06: Kumulierter Energieaufwand – Bergiffe, Definitionen, Berechnungsmethoden (VDI guideline 4600: 1997-06: Cumulative energy demand – Terms, definitions, calculation methods). VDI-Verlag, Düsseldorf, Germany.

- [5] Goedkoop M.J., Heijungs, M.A.J. De Schryver, A., Struijs, J. and Van Zelm, R. (2008): ReCiPe 2008, A life cycle impact assessment method which comprises harmonized category indicators at the midpoint and the endpoint level; First edition. Report I: Characterization. www.lcia-recipe.net
- [6] IFU/IFEU (2009): Umberto® - software for operational substance flow management, version 5.5, Institute for Environmental Informatics and Institute for Energy and Environmental Research, Hamburg/Heidelberg, Germany.
- [7] Ecoinvent (2007): ecoinvent data v2.0, ecoinvent reports No. 1-25, Swiss Centre for Life Cycle Inventories, Dübendorf, Switzerland.

Authors

C. Remy, B. Lesjean
Berlin Centre of Competence for Water
Cicerostr 24
10709 Berlin, Germany
Tel.: +49 30 53653 808
Fax: +49 30 53653 888
christian.remy@kompetenz-wasser.de
www.kompetenz-wasser.de

C. Siemers
Stadtentwässerung Braunschweig
Steinweg 26
38100 Braunschweig, Germany
Tel.: +49 531 3834 5400
Fax.: +49 531 3834 5401
christoph-siemers@se-bs.de
www.se-bs.de

Wastewater in the Peri-Urban Area of Grand Casablanca (Morocco): Status Quo, Treatment and Potential Reuse in Urban Agriculture

M. Chlaida, Laboratory of Ecology and Environment, University Hassan II-Mohammedia, Science Faculty of Ben-Sik-Casablanca, Morocco;

C. Brand, M. Kraume, Fachgebiet Verfahrenstechnik, Technische Universität Berlin, Germany;

Z. Moutaib, S.FOUAD Laboratory of Ecology and Environment, University Hassan II-Mohammedia, Science Faculty of Ben-Sik-Casablanca, Morocco.

Abstract

In the 21st century one of the major interests in the world is the access of a fast growing population to water resources in a sufficient quality and quantity. This situation gets more frequent and graver because of the hydrological consequences of climate change. In Morocco since several years, dry periods have occurred repeatedly and they became characteristic for the regional climate. Therefore the lack of water got a major problem. For the remediation of this situation, the reuse of wastewater is one of the priorities in the national sewage treatment plan of 2005 [2].

On the level of the metropolitan area of Grand Casablanca, water is a major challenge for the sustainable development because the region is characterised by an arid climate with only modest resources of water, which have an irregular occurrence in time and area and always a low quality. 98 % of the drinking water of this metropolis which sums up to over (170 million m³ per year has to be imported from other regions (Bouregreg in the North and Oum Er Rbia in the South) both with a distance of about 80 km).

The produced industrial and domestic wastewater is estimated with a total amount of 500,000 m³/d which are rejected into the sea without treatment. Only 60% of the wastewater is currently primarily treated by a grid at the El Hank station and subsequently emitted into the sea via a 3.6 km pipeline.

Since the year 2008, this situation has begun to change in the peri-urban area of Casablanca, because many wastewater treatment plants (WWTP) are currently under construction:

- The WWTP of the airport Mohammed V which is constructed by the national airport agency (ONDA). It will treat 4,000 m³/d of municipal wastewater and 1,500 m³/d of industrial wastewater in separate lines.

- The WWTP of the country town of Deroua which is constructed by the autonomous regional water and electricity distribution group (régie autonome de distribution d'eau et d'électricité de la Chaouia, RADEEC) for capacity 2,000 m³/d of municipal wastewater.

- The WWTP of the country town Mediouna which is constructed by the water and energy public private partnership of Casablanca (Lyonnaise des eaux de Casablanca, Lydec) to treat 4,000 m³/d of municipal wastewater. This plant is going to be the first Membrane Bioreactor System in Morocco.

Other WWTPs are planned by the Lydec at Tet Mellil/Sidi Hajjaj with 1,500 to 2,000 m³/d. In the year 2015-2020 there will be about 10,000 m³/d of treated municipal wastewater available in the Northeast peri-urban area of Grand Casablanca. These sums up to 3.5 million m³/year which could be used to irrigate 1,200 to 1,500 ha of agriculture. This reuse in agriculture will result in a less severe impact on the environment and will foster the economic development in the region.

Key words: Casablanca, Morocco, wastewater, treatment, reuse, Urban Agriculture

1- Introduction

Morocco is a country with strong population, economic and urban growth resulting in increased wastewater discharges. Therefore low cost solutions have to be found which take into account efficiency, environmental protection and public health.

Indeed, surveys and studies related to the field of sanitation and the environment which have been carried out in Morocco since the early 1990s, showed a considerable delay in sanitation including wastewater treatment which manifests by [1]:

- A backlog in basic infrastructure of sewerage systems;
- A national connection rate of around 70%;
- A low level of wastewater treatment (less than 10%) with a limited number of wastewater treatment plants (WWTPs) of which nearly half is out of operation.

To remedy this situation, the National Sanitation and Liquid Wastewater Treatment Plan (Plan National d'Assainissement Liquide et d'Épuration, PNALE) was developed [2] with the main objectives:

- Establishing sewage sanitation as a government priority;
- Achieve a national connection rate of 80 % in 2020 and 90% in 2030;
- Diminish the domestic pollution by 80 % in 2020 and 90 % in 2030;
- Treat and reuse or recover 100 % of the collected wastewater in 2030.

The city of Casablanca is not an exception to this critical situation in terms of sanitation, especially in terms of produced wastewater. A part of the treatment plant for digestion/sedimentation of the Mohammed V airport, which dates from 1953 and the pre-treatment station of El Hank, built in 1995, this city of more than 4.5 million people, Morocco's economic capital, has no real central wastewater treatment plant.

Thus, the urban development plan of the Grand Casablanca elaborated by the city planning agency (Agence Urbaine de Casablanca) in 2008 states that urban development in the city of the rank of a true international metropolis can not be considered without efficient and sustainable technical solutions to solve the various problems of basic urban services including sanitation. The solutions have to take into account the entire region and integrate the perspective of implementation of several WWTPs in the coastal and suburban area. This was proposed by Lydec in the global sanitation master plan developed at the beginning of the delegated water management in the Grand Casablanca area (PPP contract 1997-2027).

The purpose of this study is to establish an inventory of wastewater in selected urban centers in the peri-urban area of Casablanca which contains:

- Diagnostics of quantity and quality of wastewater.
- Treatment systems in construction.
- Opportunities for reuse of treated water for Urban Agriculture.

2 - Presentation of studied peri-urban centers and materials and analytical methods

2.1-Study peri-urban centres

The Grand Casablanca region is important for the economic and social development of Morocco. It is the location of a port responsible for 60% of the national trade, the most

important industrial center (38%) and financial center (30%). With such activity, the city experienced a population growth, providing 39% of employment of the Moroccan workforce and is therefore a powerful magnet that attracts much of the rural exodus of the country. The city planning agency (Agence Urbaine) estimates that the population of the Wilaya of Grand Casablanca reaches more than 5 million habitants by 2027.

To reduce the pressure of urbanization on the city, various centers have been developed at the urban fringe to accommodate residential, commercial and industrial areas (Figure 1).

Three peri-urban centers have been the subject of research since 2003:

- The area of the airport Mohammed V / Nouaceur is located almost 30 km south-east of downtown Casablanca. It belongs to the municipality of Nouaceur (province Nouaceur) and includes:
 - A residential area with a population of about 8000 inhabitants [3].
 - The area of the Mohammed V airport which covers a total surface of 1295 ha and includes airport infrastructure (terminals, various buildings, military barracks....) and an industrial park (Aéropole) hosting approximately sixty companies (commerce, engineering, metal industries, food and pharmaceutical, electronic and electrical and special chemicals.
- The urban center of Deroua is located about 25 km southeast of Casablanca at the road which connects Casablanca and Marrakech. This center belongs administratively to the capital of the rural community of Deroua and is part of the circle of El Gara and the province of Settât. The population is approx. 25,000 inhabitants and dominant socio-economic activities are agriculture, commerce and some small industries manufacturing building materials.
- The urban center of Mediouna is located about 17 km southeast of downtown Casablanca. The center is a part of the province Mediouna which is the main agricultural area of Casablanca. The population sums up to 20,000 inhabitants and economic activities are dominated by agriculture, trade and industry with thirty small and medium companies (mechanics, metallurgy and building materials).

Concerning the climate, the three peri-urban centers are subject to a Mediterranean type climate with a semi-arid oceanic influence marked by mild winters and dry summers. The average annual temperature varies between 13 and 23 °C and total annual precipitation recorded in recent years are 362 mm on average [4].

2.2-Methods and techniques of measurement and analysis used

The in situ measurement techniques used in this study are either appropriate measuring equipment: A Hanna pH meter type HI8014, a conductivity type and a multiparameter analyzer WTWLF90 type CONSORT C535 or the methods and analysis techniques involve experimental protocols of Afnor (1999) [5] and Rodier (1984) [6].

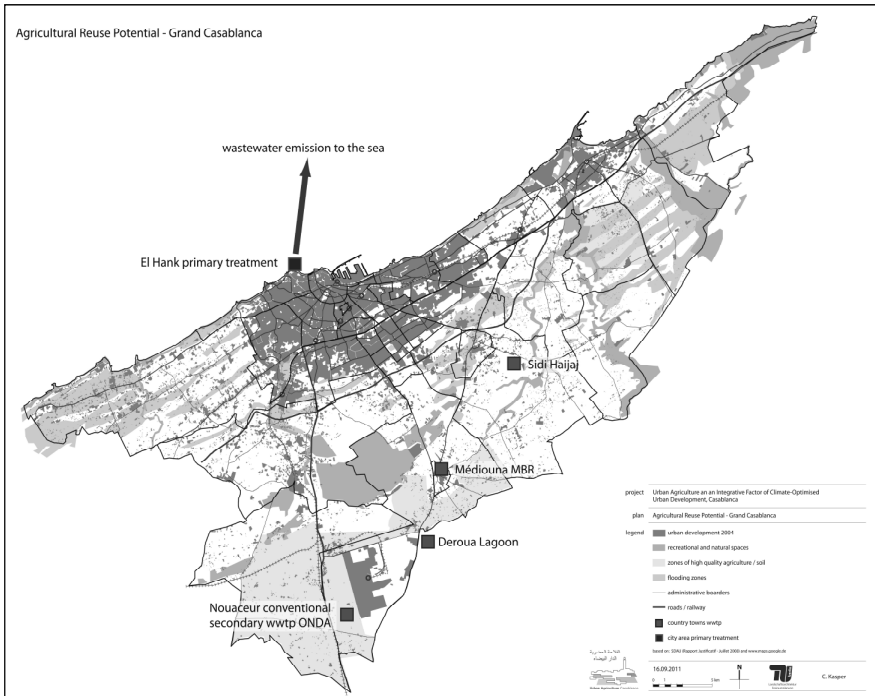


Figure 1: Location of study centers in the northeast of peri urban area of Casablanca

3 - Diagnosis of wastewater quality and opportunities for treatment and reuse

3.1-The area of the Mohammed V-Aerport/Nouaceur

The Mohamed V airport in Casablanca is a centerpiece of the development of the region Nouaceur because of its socio-economic role related to traffic and industrial and commercial activities located at the Aeropole (Industrial Park). The wastewater generated by the platform is collected in a separated sewer system. The total volume of wastewater is the order of [7]:

- 4000 m³/d of domestic wastewater (DWW) from buildings and infrastructure of the airport terminals as well as military barracks and the cite de l'air at the village of Nouaceur.

- 1500 m³ /d of industrial wastewater (IWW) generated by the Aeropole and the industrial area of Royal Air Maroc "RAM."

By the year 2016-2025, the ONDA will treat an average flow of DWW about 7200 m³/d and an average flow of IWW in the order of 1920 m³/d.

On the qualitative level, the studies that we conducted between 2002 and 2005 [8], the analytical results performed by the ONDA [9] and those obtained following other complementary studies we have initiated in 2009/2010 [7] have provided a comprehensive profile of the physical and chemical quality of the wastewater from different types of domestic and industrial activities as follows (Table I):

Table I: Profile of the overall quality of raw sewage from the airport Mohammed V-Nouaceur

	Domestic wastewater DWW	Industrial wastewater IWW(discharge from the Aeropole)
Temperature (°C)	18 - 24	19 - 27
pH-Value	6,3 – 6,8	6,1 – 6,4
BOD ₅ (mg/L)	530	1700
COD (mg/L)	914	3700
SS (mg/L)	584	614
Nitrogen TNK (mg/L)	50	66
TP (mg/L)	32	82

The reported COD/BDO₅ equals 1.72 and 2.17 for the DWW and for IWW between 2 and 3 which shows that the total wastewater in the area are biodegradable, and the nitrogen content TNK remains below 100 mg/L. However, the COD is quite high at the IWW as a result of large quantities of oxidisable materials generated by various industrial units of the Aeropole.

To this end, the ONDA launched in 2007, a project to build a new wastewater treatment plant consisting of a secondary treatment using the activated sludge process. This plant meets the needs of wastewater treatment of the entire area of the airport Mohamed V / Nouaceur until 2025. This station has two processing lines: one for DWW with the possibility of reuse of treated water and one for the IWW with a perspective of agricultural reuse of treated water (Figure 2 a and b). At the same time, ONDA has begun to encourage and push the companies of the Aeropole to treat their wastewater before discharging into the sewer system. Furthermore the experiences of advanced treatment of industrial wastewater with an option to reuse in agriculture are being implemented as pilot projects in the frame of the Urban Agriculture project in Casablanca. The Pilot Project consists of a tertiary treatment with an aerobic

membrane bioreactor and a treatment of raw industrial wastewater in an anaerobic membrane bioreactor [10].

The ONDA conventional treatment plant will have an annual volume of treated water of about 1.8 million m³ in 2011/2012 which could irrigate an agricultural area between 450 and 800 ha on the basis of a reuse rate of 70% (30% can be lost by evaporation or due to leaks in pipelines, storage tanks etc) and according to the irrigation techniques used (traditional by gravity or modern drip irrigation). By 2025, the annual volume of treated water would be about 3.2 million m³ resulting in an irrigable area between 750 and 1500 ha.

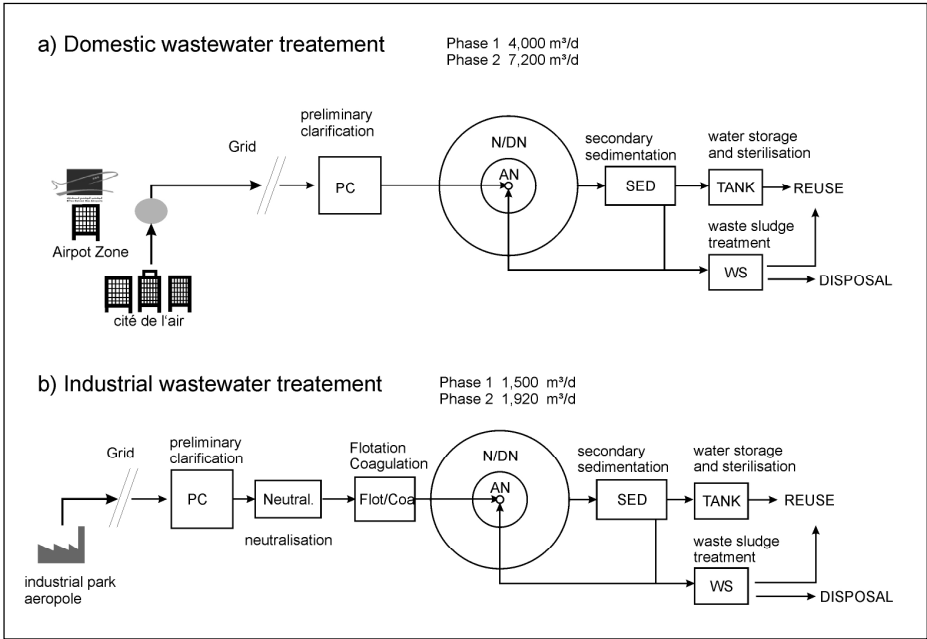


Figure 2: WWTP of the ONDA at the airport Mohammed V, (a) DWWTP, (b) IWWTP based on [9].

3.2-The town of Deroua

In this small urban center drinking water is supplied by the independent group of water and electricity in Chaouia (RADEEC). Wastewater is discharged directly into a

sewer system consisting of septic tanks equipped with soakaways. Studies conducted in 2006 allowed us to estimate the overall volume of wastewater produced, which is approx. 700 m³ / d based on a return rate of 80% of the water consumed [11]. This amount will increase to 1500 m³/d in 2010 and in 2015, to 2000 m³/d, when an increase of over 30% every five years is assumed.

The physical and chemical analysis of the wastewater (Table II) shows an essentially domestic origin as the average ratio COD/BOD₅ equals to 1.24 (less than 2.5). The nitrogen (TNK) content is high enough as well as the concentration of degradable organic matter as the BOD₅ exceeds 1300 mg/L.

Table II: Quality of raw sewage from the urban center of Deroua [11]

	Minimum	Maximum	Average
Temperature (°C)	14	29	21,6
pH-Value	5,39	7,73	6,48
Conductivity (µs/cm)	1650	4740	2965,8
SS (mg/L)	8,5	76	41,2
COD (mg/L)	615	1840	1354,9
BOD ₅ (mg/L)	138	1385	1089,2
Nitrogen TNK (mg/L)	30,4	123,28	75,3

Taking into account the quality of produced wastewater that shows great potential of biodegradability, natural lagoon system was chosen.

The annual volume of purified water by this station would be about 550,000 m³ at present and with a reuse rate of 70%, the irrigable area would reach about 130 ha in traditional mode and 150 ha in modern technology. By 2025, the annual volume of

treated water would reach 630,000 m³ to irrigate about 250 ha traditionally and almost 300 ha in a modern way.

3.3-The urban center of Mediouna

The City of Mediouna, which is the subject of our research since 2008, is supplied with drinking water by the Lydec with a quantity of 2500 m³/d. The volume of generated wastewater is estimated according to our investigations [12] and that of Lydec [13] as 2000 m³/ d. This wastewater is collected in a separate sewer system but consists of a mixture of IWW and DWW. All produced wastewater is transported to the great collector Mediouna to be eventually discharged into the river Oued Hassar one of the key and scarce surface waters of Casablanca.

Table III: Quality of raw sewage from the urban center of Mediouna [10]

	Minimum	Maximum
Temperature (°C)	17	28
pH-Value	6,97	7,4
Conductivity (µs/cm)	2830	6500
Salinity (mg/L)	1300	2900
BOD ₅ (mg/L)	409,66	
COD (mg/L)	804,77	
Nitrogen TNK (mg/L)	41,66	98,8
TP (mg/L)	7,95	13,625

The report COD/BOD₅ calculated on the basis of these results is the order of 2 (1.96) confirming that the produced wastewater has a domestic character and is biodegradable. The processing system that Lydec chose to set up is an membrane bioreactor (BAM). The separation of the sludge is done by a membrane filtration chamber allowing higher biomass concentrations and adaptation of the sludge to the

wastewater [14]. Therefore the effluent quality allows the irrigation of agriculture. The absence of total separation of suspended solids will allow an efficient reuse of the water by drip irrigation systems. The plant currently in construction will process about 2000 m³/d but is designed to treat up to 4000 m³/d by 2017.

In 2012, the volume of produced treated water will reach 730,000 m³ per year and therefore resulting in an irrigation potential, based on a reuse rate of 70%, of 170 ha by traditional and up to 340 ha by modern method. By 2025, the throughput would reach 7000 m³/d which would have an annual volume of treated water of approximately 2.5 million m³ of which 70% will irrigate up to 600 ha through traditional and about 1200 ha by modern technology.

4 - Conclusion

Casablanca is one of the largest cities in Africa that enjoy great urban development and socio-economic development where water is a major issue because of climatic and hydrological context that characterizes Morocco in general and the central region in particular. The latter is characterized by an arid climate and low water resources, erratic rainfalls and often poor quality of surface water. The drinking water supply, which amounts to 170 million m³ per year, is at 98% transferred from neighboring watersheds Bouregreg north and south Rbia Oum Er. The volume of wastewater from various domestic and industrial activities of this city is estimated to be approx. 500,000 m³/d, which are mostly discharged directly to sea.

At a time of climate change and development of various forms of adaptation around the world, the city of Casablanca is called, more than ever under the national plan of sewerage and treatment plants, to process and develop its wastewater. The suburban northeast of the city (Mediouna, and Nouaceur Deroua) offers opportunities to initiate such a process before it is generalized to other areas in the North (Mohammedia) and South West (Bouskoura and Dar Bouazza).

Approximately 10,000 m³/d are produced in this area suburban Northeast, which are divided broadly between the area of Nouaceur/Mohammed Airport (4000 m³/d), the localities of Mediouna (2500 m³/d) Deroua (1500 m³/d) and Sidi Hajjaj / Tet Mellil 1500 to 2000 m³/d).

Qualitatively, the wastewater produced in this area is mainly of domestic type but are also influenced by industrial discharge. At the platform of the airport Mohammed V / Nouaceur the IWW is collected and treated separately. Physical and chemical characteristics of its wastewater is generally characterized by a neutral to slightly acidic

pH (6.5 to 7.2), an average BOD₅ of between 410 and 1700 mg/L, a average COD variable between 800 and 2200 mg/L (with a maximum of 3700 mg/L in the case of industrial wastewater from the airport) and a load of SS in the range of 600 mg/L on average.

The COD/BOD₅ ratio overall remains less than 2, or between 2 and 3 confirmed the biodegradability of wastewater produced. As a result, treatment plants in the study area which have been under development for the last three years are secondary biological activated sludge systems Nouaceur/Airport and Mediouna or in the case of Deroua a natural lagoon system. However, for the first time in Morocco, membrane filtration systems are implemented to improve the quality of treated wastewater for possible reuse in agriculture. The WWTP in Mediouna will be equipped with a membrane filtration for the separation of the sludge instead of a conventional sedimentation system.

In total these projects will purifie 10,000 m³/d of wastewater in the peri-urban areas in the northeast of Casablanca, which will result in an annual potential of about 2.7 million m³ purified water for irrigation. Based on a reuse rate of 70% with respecting Moroccan standards for irrigation (see appendix), between 850 ha (using conventional irrigation) and 1700 ha (using drip irrigation) could be irrigated. By 2025, the annual volume of treated water will be about 7 million m³ and the area irrigated will be between 1700 and 3300 ha depending on the efficiency of the irrigation system (table IV).

With this development, Casablanca would have a large productive green belt and will reduce the impact of climate change and meet a part of its alimentation from Urban Agriculture. Nevertheless the management of agricultural reuse of treated water including institutional coordination, irrigation infrastructure, training and support for farmers has to be implemented like it has been done in other parts of Morocco. This is an opportunity for Morocco to be one of the leading countries which demonstrate a sustainable management of its water resources as it has done in the past at their mobilization by the politics of dams.

Table IV: Potential for irrigation by treated wastewater in the northeast of peri urban area of Casablanca

Locality	Treated wastewater flow (m ³ /y)		Volume available for irrigation (70 % of Treated wastewater) (m ³ /y)		Irrigable area (in ha) by conventional irrigation		Irrigable area (in ha) by drip irrigation	
	2011/2012	2025	2011/2012	2025	2011/2012	2025	2011/2012	2025
Mediouna	730000	2500000	511000	175000	170	596	600	1200
Nouaceur/Aéroport Mohammed V	1825000	3285000	1277500	2299500	450	800	750	1500
Tet Mellil/Sidi Hajjaj	620500	730000	434350	511000	145	170	290	341
Deroua	550000	629625	385000	440737,5	130	150	250	300
Total					895	1717	1890	3341

5- References

- [1] DGCL/Ministère de l'intérieur, Kaouni M. et Darley (1995) : L'épuration des eaux usées au Maroc « Synthèse des études expérimentales », 94 pages.
- [2] Ministère de l'intérieur, Ministère de l'aménagement du territoire, de l'eau et de l'environnement (2005) : Programme national d'assainissement liquide et d'épuration des eaux usées, 38 pages.
- [3] Kasmi F. (2010): Evaluation financière de la gestion urbaine, cas des finances de la municipalité de Nouaceur. Mémoire de 3^e Cycle de l'Institut National de l'Aménagement et de l'Urbanisme «INAU»- Rabat, 240 pages.
- [4] Province de Mediouna (2007): Monographie de la province de Mediouna, 58 p.
- [5] Afnor: Recueil de normes françaises: qualité de l'eau. 3^e édition (1999).
- [6] Rodier J.: L'analyse de l'eau 7eme édition DUNOD (1984).
- [7] Chlaida M. et Moutaib Z. (2010): Diagnostic analytique des eaux usées de la zone de l'aéroport Mohammed V; quantités produites, qualité et traitement. Base de données « MLKB » du projet de recherche Marocco-Allemand « L'Agriculture Urbaine comme facteur intégratif d'un développement urbain optimisé au climat, Casablanca », 31 pages. <http://www.uac-m.org>
- [8] Chlaida M., Farazdek S.M., Benabid N. & Boutaybi S. (2006): Approche intégrée de la gestion des ressources hydriques au niveau de la zone de l'aéroport Mohamed V (Casablanca, Maroc): Consommations, qualité physico-chimique et traitement des eaux usées. Proceeding du MEDA WATER International Conference on Sustainable Water Management Rational Water Use, Wastewater Treatment and Reuse (RUWTR 2006) for June 8-10, 2006 in Marrakech, Morocco.
- [9] Office National Des Aéroports "ONDA" (2007): Rapport de l'Etude d'Impact en Environnement du projet de la nouvelle STEP, 72 pages.
- [10] Federal Ministry of Education and Research (BMBF)/Technical University of Berlin: Urban Agriculture as an Integrative Factor of Climate-Optimised Urban Development, Casablanca/Morocco project. Pilot project PP1, Agriculture and Industry. <http://www.uac-m.org/pilot-projects/pilot-project-1>.
- [11] Boutaybi S., Chlaida M. et Farazdek SM. (2009) : Les eaux usées de la localité de Deroua (Casablanca); diagnostic physico-chimique et impacts sur la nappe phréatique. Proceedings de la 3ème Journée « Gestion des Produits Chimiques pour un Meilleur

Respect de l'Environnement, GEPORE3 », Volume 1 (2009), ISBN 978-9954-505-00-7, pp 36-45.

[12] Fouad S. (2008) : Diagnostic des ressources en eau de la ville de Mediouna : Caractérisation physico-chimique des usées et impact sur la nappe phréatique. Mémoire de fin d'études de Master « Ecologie des écosystèmes naturels et gestion de l'environnement » à la FSB à Casablanca, 36 pages.

[13] Lyonnaise Des Eaux de Casablanca "LYDEC" (2008): Service technique, APS pour la construction de la station d'épuration de Mediouna - Casablanca

[14] Lyonnaise Des Eaux de Casablanca "LYDEC" (2010) : Etude d'impact sur l'environnement relative à la station d'épuration des Mediouna – Casablanca, Rapport provisoire, publications du bureau « Conseils et ingénierie », 121 pages.

Authors

Mohamed CHLAIDA*, Zahra MOUTAIB*, Saffaa FOUAD
University Hassan II-Mohammedia
Science Faculty of Ben-Sik-Casablanca, Morocco
Laboratory of Ecology and Environment,
Avenue Driss Harti, BP 7955, Sidi Othmane – Casablanca, Morocco.
e-mail: med_chlaida@yahoo.fr

Christoph BRAND*, Matthias KRAUME*
Technische Universität Berlin
Fachgebiet Verfahrenstechnik (ACK7)
Ackerstraße 71-76
13355 Berlin, Germany
e-mail: christoph.brand.1@tu-berlin.de

(*) The authors belong to the Moroccan-German action-research project: "Urban Agriculture as an Integrative Factor of Climate-Optimised Urban Development, Casablanca/Morocco" (2008-2013), which is funded by the German Ministry for Education and Research.

Appendix: Quality standards of waters designed for irrigation in Morocco

(Décret d'application de la loi 10-95 du 4 février 1998 (N° 2-97-787).

* 1 000 CF/100 ml pour les cultures consommées crues.

**A partir d'une conductivité électrique de $3\mu\text{S}/\text{cm}$, une eau nécessite des restrictions sévères pour l'irrigation, mais des rendements de 50% du rendement potentiel peuvent être réalisés avec des eaux de $8,7\mu\text{S}/\text{cm}$ (cas du blé).

*** SAR = Sodium Absorption Ratio (taux d'absorption du sodium).

PARAMETRES	VALEURS LIMITES
PARAMETRES BACTERIOLOGIQUES	
Coliformes fécaux	100/500 mL*
Salmonelle	Absence dans 5l
Vibron Cholérétique	Absence dans 450 mL
PARAMETRES PARASITOLOGIQUES	
Parasites pathogènes	Absence
Œufs, Kystes de parasites	Absence
Laves d'Ankylostomides	Absence
Fluococercaires de Schistosoma haematobium	Absence
PARAMETRES TOXIQUES (mg/L)	
Mercure Hg	0,001
Cadmium Cd	0,01
Arsenic As	0,1
Chrome total	0,1
Plomb Pb	5
Cuivre Cu	0,2
Zinc Zn	2
Sélénium Se	0,02
Fluor F	1
Cyanures CN	1
Phénols	3
Aluminium Al	5
Beryoum Be	0,1
Cobalt Co	0,05
Fer Fe	5
Lithium	2,5
Manganèse Mn	0,2
Molybdène Mo	0,01
Nickel Ni	0,2
Vanadium V	0,1
SALINITE	
Salinité totale mg/L**	7680
Conductivité électrique mS/cm à 25°C**	8,7
Si le SAR du sol=	
0-3	2
3-6	0,3
6-12	0,5
12-20	1,3
20-40	3
IONS TOXIQUES	
Sodium (Na)	
-Irrigation en surface (SAR***)	9
-Irrigation par aspersion (mg/L)	69
Chlorures (Cl)	
-Irrigation de surface (mg/L)	350
-Irrigation par aspersion (mg/L)	105
PARAMETRES	
EFFETS DIVERS	
Température	35°C
pH	6,5-8,6
Matière en suspension mg/L	
irrigation gravitaire	2000
Irrigation par aspersion et localisée	100
Bicarbonate (HCO3)	
Irrigation par aspersion (mg/L)	518
Sulfate mg/L	250

Integration Neuartiger Sanitärsysteme in den Siedlungsbestand – Hemmnisse und Akteure einer Transformation

Dr.-Ing. Julia Sigglow, FG Ver- und Entsorgungssysteme, Fakultät Raumplanung, Technische Universität Dortmund

Abstract

Die Idee, neuartige Sanitärsysteme zu einer gleichwertigen Verfahrensalternative in der Siedlungswasserwirtschaft zu machen, steht im Gegensatz zur bisherigen abwassertechnischen Planung vor der Herausforderung eine Vielzahl an Akteuren zu beteiligen und für dieses Vorhaben zu gewinnen.

Eine Transformation der abwassertechnischen Infrastruktur ist keine rein technische Herausforderung, sondern sieht sich mit zahlreichen planerischen, wirtschaftlichen und organisatorischen Hemmnissen konfrontiert. Zur Bewältigung der komplexen Planungsaufgabe einer Integration neuartiger Sanitärsysteme in den Siedlungsbestand sind neue Akteurskonstellationen relevant, für deren Beteiligung keine etablierten Managementsysteme vorliegen.

1. Integration neuartiger Sanitärsysteme in den Siedlungsbestand

1.1 Systeminnovation

Neuartige Sanitärsysteme ermöglichen in der Siedlungswasserwirtschaft eine Stoffstrombewirtschaftung statt reiner Erfüllung der Entsorgungsaufgabe. Vor dem Hintergrund sich verändernder Rahmenbedingungen, die durch den demografischen Wandel, den Klimawandel, geringer werdende Rohstoffverfügbarkeit und höhere Umweltschutzaufgaben ausgelöst werden, wird eine Überprüfung des uneingeschränkten Geltungsanspruchs zentraler Abwasserreinigungssysteme als ideale abwassertechnische Lösung erforderlich. Mit einer ressourceneffizienten Abwasserinfrastruktur kann den politischen Forderungen nach einer nachhaltigen Stadtentwicklung durch konkrete Ziele und Maßnahmen ein Stück näher gekommen werden.

Neuartige Sanitärsysteme stellen eine Systeminnovation dar, da nicht nur die Veränderung einzelner Technologien eine Innovation darstellt, sondern auch die Anpassung des Gesamtsystems von einer Entsorgung zu einer Bewirtschaftung getrennter Stoffströme. Sie können aus einer Vielzahl möglicher Verfahrensvarianten bestehen, die nach DWA sechs Stoffstromsystemen zugeordnet werden. Für den Einsatz im Bundesgebiet ist hiervon das Schwarzwasser 2-Stoffstromsystem besonders interessant, da mit diesem System kaum Änderungen des Nutzerkomforts verbunden sind und das System sich bereits erfolgreich in Modellprojekten (z.B. Lübeck - Flintenbreite) bewähren konnte (vgl. DWA 2008 [3]).

Im Schwarzwasser 2-Stoffstromsystem wird das anfallende häusliche Schmutzwasser in zwei unterschiedlichen Stoffströmen, dem Schwarzwasser aus der Toilette und dem Grauwasser aus Küche, Bad und Waschmaschine erfasst. Für eine spätere Verwertung des Schwarzwassers ist eine gering verdünnte Sammlung erforderlich, die durch Vakuumtechnik ermöglicht wird. Für eine Biogasgewinnung aus Schwarzwasser können häusliche Bioabfälle hinzu gegeben werden, um den Gasertrag zu steigern. Die Zugabe des Bioabfalls erfolgt entweder über einen Schredder in den Küchen der Haushalte oder gesammelt am Standort der Biogasanlage (vgl. DWA 2008 [3]).

1.2 Räumlich-technische Faktoren der Transformation

Für die Integration neuartiger Sanitärsysteme in den Siedlungsbestand liegen bisher noch keine Erfahrungen vor, da sich Modellvorhaben bisher auf Neubauprojekte beschränken. Für eine Integration neuartiger Sanitärsysteme in den Siedlungsbestand sind zahlreiche Faktoren zu berücksichtigen, die sich in räumliche, technische, wirtschaftliche, rechtliche, organisatorische und planerische Rahmenbedingungen differenzieren lassen. Diese weichen teilweise erheblich vom bisherigen Infrastrukturbau und -betrieb ab.

Bauliche Veränderungen zur Umsetzung eines Schwarzwasser 2-Stoffstromsystems sind am Anfallort bei der Sanitärinstallation erforderlich. Für eine getrennte Erfassung des Schwarzwassers werden Vakuumtoiletten verwendet. Das Schwarzwasser wird durch Leitungen transportiert, die mittels Vakuumpumpen einen Unterdruck haben. Die Vakuumtoiletten haben ein Absaugventil, das zum Transport des Schwarzwassers mechanisch oder elektrisch geöffnet wird (vgl. DWA 2008, 85 [3]). Für den Stoffstromtransport in Vakuumsystemen und Freispiegelkanalisation fällt kein städtebaulich relevanter, oberirdischer Flächenbedarf an.

Das Schwarzwasser wird in einem Vakuumtank gesammelt. Für die Vakuumpumpe und den Vakuumtank ist ein geringer Flächenbedarf am Standort zu berücksichtigen. Wie groß die benötigte Fläche ist, richtet sich nach der Zahl der Einwohner und den Intervallen der Tankleerung. Eine pauschale Angabe zum Flächenbedarf ist nicht

verfügbar. Bisherige Untersuchungen gehen davon aus, dass die Mindestgröße einer Vakuumstation, die Pumpe und Tank enthält, ca. 25 m² Fläche beträgt (vgl. Ziedorn 2007, 48 [22]).

Das Grauwasser kann in Freispiegleleitungen zur Reinigungsanlage abgeleitet werden. Die Lage der Grauwasserleitungen kann den bestehenden Schmutzwasserleitungen entsprechen, so dass bei einer Transformation keine Veränderung der Hausinstallation für den Grauwassertransport erforderlich wäre. Eine Veränderung der Kanalisation kann notwendig sein, wenn das Grauwasser in dezentralen bis semizentralen Einheiten gereinigt wird und hierfür ein neuer Anlagenstandort entwickelt wird. Bei Ableitung des Grauwassers und Vermischung mit dem Schmutzwasser eines bestehenden zentralen Systems sind keine baulichen Veränderungen im Netz erforderlich. Anpassungen sind je nach Umfang der Transformation am Kläranlagenstandort nötig (vgl. Kaufmann Alves et al. 2008, 1082f. [9]).

Der Maßstab für den in bisherigen Projekten Erfahrungen mit der Konzeption für eine getrennte Behandlung des Schwarzwassers vorliegen, liegt zwischen 50 und 2.000 Einwohnern. Um eine Biogaserzeugung in wirtschaftlich sinnvollen Größenordnungen zu betreiben, sind nach Einschätzung von Trösch mindestens 500 Einwohnerwerte zu erfassen (vgl. Trösch 2008 [20]). Wie viele Einwohner an eine Vakuumstation angeschlossen werden können, ist flexibel. Im Falle einer dezentralen Installation der Vakuumpumpe und des Vakuumtanks befinden sich diese in der Regel im Untergeschoss des Gebäudes, für größere Einheiten in einem Nebengebäude. Für eine Sammlung größerer Einheiten sind eigene Standorte für entsprechende Gebäude vorzusehen. Nach Herbst beginnt die wirtschaftlich interessante Größe eines Vakuumsystems eines Schwarzwasser 2-Stoffstromsystems ab 200 angeschlossenen Einwohnern (vgl. Herbst 2008, 53 [8]). Wenn die Behandlung des Schwarzwassers und Bioabfalls ebenfalls am Standort der Vakuumstation erfolgen soll, wird zusätzliche Fläche für einen Fermenter und die Biogasverwertung in einem Blockheizkraftwerk benötigt.

Einem verbreiteten Einsatz Neuartiger Sanitärsysteme stehen jedoch weniger die räumlich-technischen Faktoren im Wege, sondern vielmehr wirtschaftliche Aspekte sowie rechtlich-planerische Rahmenbedingungen und Akteurskonstellationen, die eine kurzfristige Systemtransformation behindern (vgl. Sigglow 2011 [19]).

Der zusätzliche Flächenbedarf neuartiger Sanitärsysteme für Anlagenstandorte, bauliche Veränderungen auf privaten Grundstücken sowie Veränderungen in der Betriebsführung bedingen für eine Transformation der technischen Infrastruktur eine Vielzahl an Akteuren, die in einem Planungsprozess neuartiger Sanitärsysteme zu beteiligen wären.

Für eine technische Projektplanung liegen bereits grundsätzliche Planungshinweise nach DWA-A 100 [4] vor, die zukünftig im DWA-A 272 [5] um die Besonderheiten neuartiger Sanitärsysteme ergänzt werden. Über Verfahren der Planung und Beteiligung in interdisziplinären Transformationsprojekten liegen aufgrund fehlender Projekte bisher keine Erfahrungen und Empfehlungen vor. Für zukünftige Transformationsprojekte kann auf Erfahrungen anderer Bereiche zurückgegriffen werden.

Zunächst einmal müssen die relevanten Akteure eines Transformationsvorhabens bekannt sein, um deren Hemmnisse zu analysieren und Vorschläge zu erarbeiten, wie Transformationshemmnisse überwunden werden können.

2. Akteure einer Systemtransformation

2.1 Akteure einer strategischen Planung auf kommunaler Ebene

Für eine Implementierung neuartiger Sanitärsysteme im Siedlungsbestand ist die Frage nach den relevanten Akteuren hinsichtlich des Transfers in konkrete Projekte wichtig. Im Gegensatz zur konventionellen Siedlungsentwässerung, deren bauliche Struktur und technischen Veränderungen sich in der Regel im öffentlichen Raum befinden, werden wesentliche Elemente neuartiger Sanitärsysteme auf privaten Flächen installiert.

Die Besonderheiten erforderlicher Akteurskonstellationen einer Systemtransformation können nach unterschiedlichen Ebenen differenziert werden: Für eine Nutzung neuartiger Sanitärsysteme im Siedlungsbestand ist sowohl die kommunale Ebene für eine strategische Planung entscheidend, als auch die Ebene einer konkreten Projektplanung für die Umsetzung relevant.

Für die Umsetzung einer Innovation muss ein Innovator identifiziert werden können. Von Thünen hatte bereits 1930 die Rolle des Unternehmers als Innovator beschrieben (von Thünen 1930, 481 [21]). Übertragen auf die Notwendigkeit einer Ressourcenbewirtschaftung in der kommunalen Ver- und Entsorgung ist die Kommune angesprochen, als Innovator sowohl Innovationsmanagement als auch Technologiemanagement zu betreiben. Diese Idee steht allerdings in einem großen Widerspruch zur allgemeinen Verwaltungstätigkeit, die darauf ausgelegt ist, bestehende Situationen zu verwalten und kaum strategisch zu entwickeln. Für bisherige Pilotprojekte traten Forschungseinrichtungen als Innovator auf, um Erfahrungen für einen breiten Einsatz zu gewinnen und zu kommunizieren.

Für eine Funktion als Innovator ist fraglich, ob die Kommunen über ausreichend Wissen und finanzielle Ressourcen verfügen, um diese Funktion übernehmen zu

können. Unter den derzeitigen Rahmenbedingungen knapper Haushalte und geringer Personaldecke ist dieses eher zu verneinen. Für eine zukunftsfähige Entwicklung ist aber wichtig, dass sich die Kommunen nicht nur auf die Verwaltung des Bestandes konzentrieren, sondern auch Kapazitäten für strategisches Handeln bereithalten. Für die Funktion als Innovator muss Personal entsprechend ausgebildet und motiviert werden bzw. es müssen externe Dienstleistungen hinzugezogen werden.

Die Regelung der Wasserver- und Abwasserentsorgung gehört zu den Pflichtaufgaben der Gemeinden. Für die Erfüllung dieser hoheitlichen Aufgabe kann die Gemeinde Dritte, wie z.B. kommunale Eigenbetriebe, Regiebetriebe, öffentlich-private Partnerschaften (Betreibermodell) oder Zweckverbände hinzuziehen. Wie diese Aufgabe bewältigt wird, steht unter dem Einfluss der Kommunalpolitik. Hier ist durch fehlende Informationen zu den Möglichkeiten und Chancen neuartiger Sanitärsysteme noch kein großes Interesse vorhanden.

Die Gesamtverantwortung für das strategische Management hat in Unternehmen die oberste Geschäftsleitung, in diesem Fall die Kommunalverwaltung. Im Idealfall werden aber alle Organisationsebenen beteiligt (vgl. Lombriser/Abplanalp 2005, 52 [11]). Für die Umsetzung von Stoffstrommanagement auf kommunaler Ebene wäre eine große Zahl von Akteuren mit unterschiedlicher Rolle und Motivation beteiligt. Für ein besseres Verständnis von Akteurskonstellationen und Handlungsmöglichkeiten hat Rogers im Prozess der Verbreitung von Innovationen drei Akteurssysteme identifiziert: Zielgruppensystem, Promotorensystem und Unterstützungssystem (vgl. Rogers 1995 [15]).

Nach Rogers gehören Adressaten, Vermittler und Repräsentanten von Organisationen zum Zielgruppensystem. Für die Implementierung neuartiger Sanitärsysteme sind Adressaten die Grundstückseigentümer und Bewohner von Flächen, die eine Innovation, also in diesem Fall ein neuartiges Sanitärsystem, übernehmen und diese Innovation aktiv in ihrem sozialen Umfeld kommunizieren. Diese Funktion kann auch durch einen von Eigentümern getragenen Verein erfüllt werden, wie es in Lübeck-Flintenbreite der Fall ist. Im Fall Lübeck-Flintenbreite übernimmt der Verein auch die Vermittlerrolle für eine aktive Verbreitung der Innovation innerhalb der Zielgruppen. Erfahrungen aus Projekten der Regenwasserbewirtschaftung zeigen, dass auch große Eigentümer, wie z.B. Wohnungsbaugesellschaften, eine wichtige Rolle bei der Umsetzung und Verbreitung einer veränderten Wasserbewirtschaftung spielen (vgl. Sieker et al. 2006 [18]).

Repräsentanten von Organisationen können dazu beitragen, die Einführung der Innovation zu legitimieren, sofern sie die Macht dazu haben (vgl. Prose et al. 2000, 29 [13]). Auf kommunaler Ebene wären einschlägige Ratsbeschlüsse und Festsetzungen in Bebauungsplänen eine Legitimierung neuartiger Sanitärsysteme. Entscheider der

Stadtplanung haben also ebenso Einfluss auf die Umsetzung und Verbreitung neuartiger Sanitärsysteme. Zu den Repräsentanten von Organisationen zählen nach der Systematik von Rogers für die Umsetzung neuartiger Sanitärsysteme auf kommunaler Ebene zudem die untere Wasserbehörde, die untere Landschaftsbehörde und das Tiefbauamt, deren Zuständigkeitsbereiche berührt werden. Eine wichtige Zielgruppe eines Transitionsmanagements sind die Landwirte und Landwirtschaftsverbände, mit denen die regionale Verwertung der gewonnenen Düngemittel organisiert werden muss, ebenso wie das Handwerk und Industrie- und Handwerkskammern, die für die Verbreitung des technischen Wissens für Installation, Betrieb und Wartung neuer Infrastruktursysteme zuständig sind.

Während ein Zielgruppensystem für die Umsetzung neuartiger Sanitärsysteme vergleichsweise leicht identifiziert werden kann, ist dies beim Promotorensystem nach Rogers deutlich schwieriger. Promotoren übernehmen die Kernaktivitäten Adoption, Diffusion, soziale Identifikation und Legitimation. Sie haben eine Initiativfunktion, da sie wichtige Impulse und Organisationsfunktionen übernehmen (vgl. Prose et al. 2000, 29 [13]). Da neuartige Sanitärsysteme bisher nur in Pilotprojekten bestehen und nicht in Planung und Verwaltung verankert sind, fehlt ein institutioneller Hintergrund durch den klar wird, wer die Rolle eines Promotors übernehmen kann. Für eine Kommune ist für die Umsetzung von Innovationen der Stadttechnik eine Arbeitsgruppe aller erforderlichen Akteure notwendig.

Als Promotor sollte die Kommune fungieren, die verpflichtet ist, Abwasserbeseitigungskonzepte aufzustellen oder Dritte damit zu beauftragen. Mit den Abwasserbeseitigungskonzepten, die in regelmäßigen Abständen aktualisiert werden, liegt die Datengrundlage vor, mögliche Teilbereiche zu identifizieren, in denen eine Systemtransformation erfolgen kann. Denkbar ist auch ein ministerieller Erlass, der die Gemeinden zu der Prüfung der Option, neuartige Sanitärsysteme im Abwasserbeseitigungskonzept zu verankern, bewegt. Die Begeisterung für neue und zunächst zusätzliche Aufgaben wird sich in der kommunalen Administration stark in Grenzen halten. Nach Grant können Innovationen den Status quo organisatorischer Routinen und Organisationsstrukturen durcheinander bringen und damit auf erheblichen Widerstand stoßen. Der Widerstand ist umso größer, je stabiler sich die operativen und administrativen Strukturen darstellen (vgl. Grant 2006, 451 [7]). Im Falle der Abwasserbeseitigung liegt organisatorisch und technisch ein sehr strukturkonservativer Bereich vor, sodass hier mit erheblichen Widerständen gerechnet werden muss.

Im Einzelfall ist es relevant, ob die Motivation der Zuständigen ausreicht, um die Rolle eines Promotors zu übernehmen, oder ob hierfür externe Experten beauftragt werden. In Anlehnung an Prose lassen sich Promotoren folgendermaßen definieren: Promotoren sind Akteure, die einen kommunalen Ressourcenschutz als sozialen

Prozess gezielt und effizient initiieren, organisieren und gestalten. „Sie bemühen sich um Veränderungen beim Zielgruppensystem und beschaffen dafür Hilfe durch das Unterstützungssystem“ (Prose et al. 2000, 40 [13]).

Dem Unterstützungssystem nach Rogers lassen sich externe Experten zuordnen. In diesem Sinne sind die Arbeitsgruppen der DWA zu erwähnen, die am technischen Regelwerk für neuartige Sanitärsysteme arbeiten. Die Rahmenbedingungen werden auch durch politische Akteure beeinflusst, welche damit Transformationen unterstützen können. Nach Prose et al. gehören auch die lokalen, regionalen und überregionalen Medien zum Unterstützersystem von Innovationen (vgl. Prose et al. 2000, 29 [13]). Bisher sind nur wenige Presseinformationen über die Möglichkeiten und Chancen neuartiger Sanitärsysteme erschienen. Eingebettet in die Diskussionen um Ressourcenschutz und Energiepolitik könnte das Thema durchaus ein größeres öffentliches Interesse erfahren.

Eine wichtige Bedeutung zum Bau und Betrieb dezentraler Infrastruktur haben private Initiativen, die sich z.B. in Vereinen organisieren. Viele Initiativen für eine dezentrale Alternative zum Anschluss an eine zentrale Kläranlage scheiterten in der Vergangenheit an der strengen Auslegung des Anschluss- und Benutzungszwangs. Wenn ein politischer Konsens dazu erreicht werden kann, dass zentrale Strukturen langfristig verändert werden und eine höhere verfahrenstechnische Vielfalt in die Abwasserentsorgung Einzug halten soll, wäre es denkbar, den Anschluss- und Benutzungszwang flexibler zu handhaben.

Aufgrund der Entsorgungssicherheit ist es notwendig, dass die Kontrolle des Betriebs in staatlicher Hand bleibt. Die Erfüllung der Dienstleistung einer umweltgerechten Abwasserentsorgung oder eines Stoffstrommanagements kann auch durch private Dienstleister erfolgen. Unabhängig davon, welche Organisationsform des Transformationsmanagements gewählt wird, ist die komplexe Planungsaufgabe mit vorhandenen Personal- und Finanzmitteln schwierig zu bewältigen. Wie bei betriebswirtschaftlichen Überlegungen muss in dieser Phase mehr in Forschung und Entwicklung von Konzepten investiert werden, um zukünftig von innovativen Konzepten profitieren zu können.

Nach Pippke ist die in Verwaltungen übliche Organisationsform der Linienorganisation bei neuen Aufgabenstellungen schnell überfordert. Wenn eine interdisziplinäre Zusammenarbeit erforderlich ist, können Arbeits- und Projektgruppen sowie Projektmanager bzw. Koordinatoren die Abstimmungsprozesse zwischen den verschiedenen Organisationseinheiten verbessern (vgl. Pippke et al. 2007, 120f. [12]).

Bei Überlegungen, wie eine Zusammenarbeit der Akteure zur Umsetzung eines neuartigen Sanitärsystems funktionieren könnte, können Ideen aus anderen erfolgreichen Projekten und Forschungsbereichen diskutiert werden.

Zu den organisatorischen Innovationen in der Neuprodukt- und Technologieentwicklung großer Wirtschaftsunternehmen zählen funktionsübergreifende Produktentwicklungsteams (vgl. Grant 2006, 452 [7]). Für den kommunalen Klimaschutz wurden in der Vergangenheit bereits einige Möglichkeiten der Beteiligung ausprobiert. Die vorliegenden Erfahrungen sollten für die Umsetzung neuartiger Sanitärsysteme genutzt werden (vgl. hierzu Böde/Gruber 2000 [1]). Für die Kommunikation von Klimaschutzprojekten wurden erfolgreich sogenannte „Energie-Tische“ eingesetzt. Fischer und Hänisch halten dazu fest, dass durch diese Kooperationsform kurz- und langfristige Ziele erreicht werden konnten. So wurden durch die Teilnahme aller relevanten Akteure neue Kooperationen initiiert und vorhandene Klimaschutzaktivitäten unterstützt (vgl. Fischer/Hänisch 2000, 166 [6]). Nach Auffassung der Autoren kann die Methode der Projektentwicklung in Form der Energie-Tische mit kontinuierlicher und kooperativer Zusammenarbeit unterschiedlicher Akteure auch bei anderen Umweltthemen angewandt werden (vgl. Fischer/Hänisch 2000, 166 [6]).

Zunächst ist es wichtig, die relevanten Akteure zu kennen und einzubeziehen. Für eine Implementierung neuartiger Sanitärsysteme im Siedlungsbestand sind diese in Tabelle 1 genannt.

Eine Möglichkeit, interdisziplinär erarbeitete Konzepte unter Beteiligung zahlreicher Akteure zu entwickeln, wird im Rahmen des kommunalen Flächenmanagements erprobt. Bisherige Forschungsergebnisse zeigen, dass hiermit ein ergebnisorientierter Prozess angeregt werden kann und sich die interdisziplinäre Zusammenarbeit in den Gemeinden auch verstetigen kann (vgl. Reuter 2010, 56 [14]). Im Rahmen des kommunalen Flächenmanagements wird besonderer Wert darauf gelegt, den angestoßenen Prozess dauerhaft zu integrieren, die Bürgerschaft sowie politische und administrative Akteure in den partizipativen Prozess einzubinden und das bereits diskutierte Thema des Klimawandels als Möglichkeit zu nutzen, weitere Themen der nachhaltigen Kommunalentwicklung auf lokaler Ebene umzusetzen (vgl. Reuter 2010, 12 [14]). Zu einer nachhaltigen Siedlungsentwicklung gehört auch die Nutzung von Stoffstrommanagement durch neuartige Sanitärsysteme.

Tabelle 1: Mögliche Teilnehmer eines „Runden Tisches“ zum Thema Integration neuartiger Sanitärsysteme in den Siedlungsbestand

Teilnehmergruppen	Beispiele
Eigentümer	Private Hauseigentümer, Wohnungsbaugesellschaften Interessensvertreter
Nutzer	Mieter, Hausmeister Interessensvertreter, z.B. Mieterbund
Bauplaner und Bauausführende	Architekten, Planungsbüros, Handwerker Interessensvertreter, z.B. Handwerkskammer
Betreiber bestehender Infrastruktursysteme	Tiefbauamt, Betreiber vorhandener Kläranlagen Abfallwirtschaftsbetriebe, Stadtwerke
Genehmigungsbehörden	Untere Wasserbehörde, Untere Landschaftsbehörde Bauaufsicht
Verwerter	Energieversorger Landwirte, Landwirtschaftskammer, landwirtschaftliche Genossenschaften
Multiplikatoren	Stadtverwaltung (Umwelt-, Stadtplanungs- und Bauamt) Fachhandel (Sanitärausrüster) Umwelt- und Verbraucherverbände

Quelle: Sigglow 2011, 330; Fischer/Hänisch 2000, 158

Die grundsätzliche Entscheidung für neuartige Sanitärsysteme für ein Teileinzugsgebiet oder ein Neubauprojekt könnte bereits auf gesamt-städtischer Ebene stattfinden und Teil einer Abwasserbeseitigungsplanung sein. Hierfür muss auf kommunaler Ebene ein

Konsens für die Umsetzung einer ressourceneffizienten Abwasserbewirtschaftung gewonnen werden. Auf Basis politischer Beschlüsse können Strategien erarbeitet und in der folgenden Detailplanung berücksichtigt werden.

Da im Siedlungsbestand eine flächendeckende Wasserver- und Abwasserentsorgungsinfrastruktur gegeben ist, die aufgrund hoher Investitionen und langer Abschreibungszeiträume unflexibel ist, werden neuartige Sanitärsysteme und damit verbundene strukturelle Veränderungen der Abwasserinfrastruktur nur langsam vollzogen werden können. Im Sinne des Leitbilds einer ressourceneffizienten Stadt sollte allerdings heute schon damit begonnen werden, diesen langfristigen Wandel konzeptionell zu beginnen und Transformationsoptionen systematisch zu erfassen und zu nutzen (Sigglow 2011, 344 [19]).

In Abstimmung mit der Stadtplanung könnten unter Berücksichtigung der weiteren Siedlungsentwicklung Potenzialräume für eine Systemtransformation identifiziert werden, innerhalb derer Einzugsgebiete je nach Anlagenkonzeption abgegrenzt werden können (Sigglow 2011, 244ff. [19]).

Im Unterschied zur bisherigen Planung der Abwasserbeseitigung, die sich im öffentlichen Raum bewegt, sind im Falle einer Systemtransformation zur Integration neuartiger Sanitärsysteme die Interessen zahlreicher Privateigentümer berührt. Somit sind umfangreiche bauliche Maßnahmen und einer Veränderung der Erschließung im Siedlungsbestand nur unter Beteiligung und Überzeugung einer Vielzahl an Akteuren möglich.

2.2 Akteure von Transformationsprojekten

Wenn Gebiete identifiziert werden, für die eine Transformation der abwassertechnischen Infrastruktur technisch und wirtschaftlich realisierbar ist, müssen die betroffenen Eigentümer ermittelt, umfassend informiert und an konzeptionellen Ideen beteiligt werden. Eine Transformation der abwassertechnischen Infrastruktur sollte nicht zum kostenintensiven Parallelbetrieb von unterschiedlichen Systemen führen. Um in einem Projektgebiet alle betroffenen Eigentümer zu gewinnen, bedarf es umfangreicher Informationen und Beteiligungsverfahren. Das Hauptargument gegen den Umbau der stadttechnischen Infrastruktur stellen die finanziellen Belastungen dar, die im Falle baulicher Maßnahmen auch von Privaten getragen werden müssen. Um hier eine Bereitschaft zu erzielen, müssen die Investitionen der Akteure einem entsprechenden finanziellen Nutzen gegenüber stehen.

Um private Eigentümer zu motivieren, wären finanzielle Anreize, wie es sie für den Einsatz erneuerbarer Energien gibt, förderlich. Wie Projekterfahrungen aus der Abkopplung von Niederschlagswasser und dezentralen Regenwasserbewirtschaftung im Siedlungsbestand zeigen, sind finanzielle Anreize allein nicht zielführend, um in

einem Projektgebiet eine hohe Abkopplungsrate zu erzielen. Je höher die Zahl der Eigentümer in einem Projektgebiet ist, desto schwieriger wird eine flächendeckende Lösung. Größere Abkopplungsprojekte konnten am besten mit Akteuren erreicht werden, bei denen große Bestände in einer Hand liegen, wie z.B. Wohnungsbaugesellschaften. In diesen Fällen ist auch das Baujahr der Gebäude ähnlich, so dass erforderliche Sanierungsarbeiten in den gleichen Zeitraum fallen. Eine Transformation der Sanitärinstallationen kann gelingen, wenn eine Sanierung der Sanitärausstattung von Gebäuden ansteht und vergleichsweise geringe Mehrkosten durch den Umbau entstehen.

Für die Umsetzung von Transformationsprojekten müssen vor allem die Genehmigungsbehörden über neuartige Sanitärsysteme informiert sein und diese unterstützen. Bisher ist für die Tätigkeit der Genehmigungsbehörden schwierig, dass kein ausreichendes Regelwerk für die Genehmigung der Anlagen vorliegt und es zu neuartigen Sanitärsystemen keine allgemein anerkannten Regeln der Technik gibt. Da neuartige Sanitärsysteme je nach Einsatzgebiet sehr unterschiedlich gestaltet sein können, ist eine Einzelfallprüfung nötig, die bisher in den Routinen der Genehmigungsbehörden nicht vorgesehen ist. Bei einer beabsichtigten Transformation der abwassertechnischen Infrastruktur müssen die Genehmigungsbehörden durch einen höheren Verfahrensaufwand mit zusätzlichen Mitteln in die Lage versetzt werden, dieser Aufgabe gerecht zu werden.

Sofern Eigentümer und Genehmigungsbehörden die bauliche Umsetzung neuartiger Sanitärsysteme mittragen, müssen die baulichen Anlagen für eine gesicherte Erschließung auch planungsrechtlich gesichert werden. Instrumente hierfür bieten städtebauliche Verträge, Grundbucheinträge und bei Neuaufstellung eines Bebauungsplans entsprechende Festsetzungen.

Für eine Umsetzung neuartiger Sanitärsysteme im Siedlungsbestand wäre förderlich, wenn die Betreiber bestehender Infrastruktursysteme ihr Geschäftsfeld erweitern und für eine Sicherung der Ortshygiene den professionellen Betrieb der Anlagen und die Organisation der stofflichen Verwertung der Produkte übernehmen.

2.3 Hemmnisse für den Einsatz von neuartigen Sanitärsystemen

Motivationen und Hemmnisse für den Einsatz neuartiger Sanitärsysteme sind je nach Betroffenheit des betrachteten Akteurs vielschichtig und vielfältig (vgl. Siggrow 2011, 288ff. [19]). Grundsätzlich stehen zwei wesentliche Hemmnisse im Vordergrund:

- Informationsdefizite und
- finanzielle Hemmnisse

Zentrale Akteure für die Umsetzung erster Transformationsprojekte sind Privateigentümer von Wohnungsbeständen, Genehmigungsbehörden und Betreiber von Infrastruktursystemen.

Private können Vorbehalte gegen den Einsatz neuartiger Sanitärsysteme haben, solange sie über die Funktionsweise, Vor- und Nachteile und Standortanforderungen der Technologie sowie Möglichkeiten eines professionellen und sicheren Betriebs nicht informiert sind. Zudem scheuen sie den Aufwand von Umbaumaßnahmen und finanzielle Investitionen mit unsicherer Rendite. Um die Vorbehalte zu verringern, müssen Demonstrationsanlagen präsentiert und vermarktet werden. Betreiber von Infrastruktursystemen sind gefragt als Dienstleister eines Produkts aufzutreten und es mit seinen Vorzügen zu vermarkten. Die Betreiber von Infrastruktursystemen stehen dem Einsatz neuartiger Sanitärsysteme skeptisch gegenüber, da sie einen kostenintensiven Parallelbetrieb unterschiedlicher Systeme vermeiden möchten. Die Nutzung neuartiger Sanitärsysteme birgt noch unbekannte Probleme, die nur durch lange Betriebserfahrungen eingeschätzt werden können. Um die zusätzlichen Aufgaben und Probleme durch den Einsatz neuartiger Sanitärsysteme zu tragen, braucht es finanzielle Anreize, die einen höheren Personal- und Zeiteinsatz für die Planung der technischen Infrastruktur ermöglichen. Ein Schlüssel liegt hier in der Vermarktung der Produkte, die sich bisher nur als Rechengröße, jedoch nicht auf dem realen Markt verwirklichen lässt (vgl. Dockhorn 2007 [2]).

Die Nutzung neuartiger Sanitärsysteme durch Private und Betreiber von Infrastruktursystemen wird zudem dadurch gehemmt, dass aufwändige und zeitintensive Genehmigungsverfahren befürchtet werden. Um dieses Hemmnis zu überwinden, müssen, wie oben genannt, die Genehmigungsbehörden in die Lage versetzt werden, eine Genehmigung neuartiger Sanitärsysteme zügig vornehmen zu können.

3. Umsetzung von neuartigen Sanitärsystemen

Neuartige Sanitärsysteme können grundsätzlich im bestehenden Rechts- und Planungssystem umgesetzt werden. Allerdings ist das Rechtssystem dem bestehenden technischen System angepasst und stellt somit stellenweise ein Transformationshemmnis dar.

Ein Beispiel hierfür die der oben genannte Anschluss- und Benutzungszwang, der einen Anschluss an das bestehende Infrastruktursystem vorsieht. Bei einer Erweiterung der verfahrenstechnischen Vielfalt innerhalb einer Gemeinde ist es denkbar, diesen Anschluss- und Benutzungszwang auch auf neuartige Sanitärsysteme anzuwenden. Damit wird dem Sinn des Anschluss- und Benutzungszwangs, der Sicherung der

Ortshygiene, Rechnung getragen und nicht ausschließlich der Sicherung der Finanzierung des zentralen Systems.

Um neuartige Sanitärsysteme im Siedlungsbestand einsetzen zu können, sind umfangreiche Bemühungen auf politischer und institutioneller Ebene erforderlich. Bezogen auf den zeitstrategischen Ansatz ökologischer Innovationspolitik befinden sich die Bemühungen einer Systemtransformation der Abwasserinfrastruktur zurzeit in der Fenstervorbereitung, in der es gezielte Forschungsprogramme gibt (vgl. Sartorius/Zundel 2004, 17f. [16]). Es existieren zwar Forschungen für die Weiterentwicklung neuartiger Sanitärsysteme, eine Anpassung des institutionellen Umfelds steht aber noch aus. Hierfür ist ein wichtiger Schritt, relevante Akteure auf kommunaler Ebene gezielt zu informieren. Zurzeit ist der Kenntnisstand von kommunalen politischen Entscheidungsträgern, Stadtplanern und Bürgern zu den technischen Möglichkeiten und Chancen einer Ressourcenbewirtschaftung in der Abwasserentsorgung gering bis nicht vorhanden. Um den Informationsstand zu verbessern und eine Diskussion des Themas in den Kommunen zu etablieren, wäre es sinnvoll, bestehende Kommunikationsstrukturen zum Klimawandel oder der lokalen Agenda dafür zu nutzen, das Thema der neuartigen Sanitärsysteme in den Diskussionen über eine nachhaltige Stadtentwicklung zu verankern (Sigglow 2011, 355 [19]).

Bisher ist die Planung technischer Infrastruktur in der Stadtplanung eine nachgeordnete Dienstleistung, die sich den Zielen der Stadtentwicklung unterordnet. Für die Integration neuartiger Sanitärsysteme und auch anderer Belange der Siedlungswasserwirtschaft, wie einer dezentralen Regenwasserbewirtschaftung, wäre es förderlich, wenn von Seiten der abwassertechnischen Planung frühzeitig und offensiv räumliche Anforderungen formuliert werden, die in der Stadtplanung berücksichtigt werden. Die nachrangige Planung technischer Infrastruktur für die Ver- und Entsorgung von Siedlungen hat in den letzten Jahrzehnten hervorragend funktioniert und wird durch eingespielte Verfahren weiterhin praktiziert. Jedoch ist mit dieser Vorgehensweise keine nachhaltige Stadtentwicklung zu erreichen. Nachhaltige Stadtentwicklung braucht die frühzeitige Analyse von Stoffströmen in Siedlungen und eine interdisziplinäre Konzeptentwicklung für eine zukünftig ressourceneffiziente Stadtentwicklung.

Als Vorbereitung für konkrete Transformationsprojekte wäre die Schaffung einer interdisziplinär besetzten Gruppe aus Mitarbeitern der Kommunalverwaltung und weiteren relevanten Akteuren (z.B. Stadtwerke) wichtig, um technisch-ökonomische Zeitfenster identifizieren und nutzen zu können (Sigglow 2011, 355 [19]). Für ein Transformationsmanagement müssen Erfahrungen von Erfolgen und Problemen der Organisationsstrukturen festgehalten werden, um die Verfahren weiter optimieren zu

können und nicht eine sachlich gute Idee an organisatorischen Problemen scheitern zu lassen.

Für eine aktive Fensteröffnung schafft Politik nicht nur Rahmenbedingungen, sondern greift aktiv in die Technologieentwicklung ein (vgl. Sartorius/Zundel 2004, 18 [16]). Im Falle neuartiger Sanitärsysteme wäre dies beispielsweise die Schaffung neuer gesetzlicher Regelungen zu einem Ressourcenbonus, vergleichbar der Logik des EEG, um wirtschaftliche Anreize zu etablieren.

4. Ausblick

Um Transformationshemmnisse zu überwinden und den Einsatz technischer Alternativen zu fördern, sind zahlreiche Ansatzpunkte denkbar, welche Informationsdefizite vermindern oder die Wirtschaftlichkeit erhöhen.

Für eine Systemtransformation sind die wirtschaftlichen Rahmenbedingungen noch systematisch zu erforschen. So gibt es noch keine Angaben dazu, unter welchen Rahmenbedingungen sich ein Systemwechsel rechnet. Es müssten Fallbeispiele berechnet werden, die angeben, in welchem Fall die Einsparungen durch ein neuartiges Sanitärsystem die Kosten eines Systemwechsels übersteigen und damit eine wirtschaftlich interessante Alternative darstellen.

Bei einem Wirtschaftlichkeitsvergleich muss aber berücksichtigt werden, dass bei einem Vergleich zwischen neuartigem Sanitärsystem und konventioneller Ableitung keine Nutzengleichheit besteht. Eine Nutzengleichheit wird von Bewertungsverfahren wie der Kostenvergleichsrechnung nach LAWA [10] vorausgesetzt.

Um die erwartete Flexibilität kleinerer Einheiten auch aus wirtschaftlichen Aspekten zu erreichen, sind weitere Forschungs- und Entwicklungsarbeiten zu der Frage nötig, wie ein neuartiges Sanitärsystem in Bezug auf Investitions- und Betriebskosten konkurrenzfähig zu einem konventionellen System betrieben werden kann. Dabei sind die Größenordnungen der Systembestandteile zu untersuchen. So ist noch nicht geklärt, ob die von Herbst [8] genannte Mindestgröße von 200 Einwohnern für den wirtschaftlichen Betrieb einer Vakuumstation allgemein gültig ist oder ob auch kleinere Maßstäbe eine Alternative darstellen. Es ist für den Einsatz von Vakuumstationen zur Bioabfall- und Grauwassernutzung noch unklar, bis zu welcher Größe sich wirtschaftliche Skaleneffekte nutzen lassen. Neben einer Vermeidung von höheren Kosten gibt es noch erhebliches Verbesserungspotenzial in der wirtschaftlichen Erfassung des Nutzens einer Stoffstrombewirtschaftung. Mittlerweile lassen sich Gärreste aus Biogasanlagen wegen stark gestiegener Düngemittelpreise gewinnbringend vermarkten. Dies gilt jedoch noch nicht für Produkte aus neuartigen

Sanitärsystemen. Im Mittelpunkt weiterer Forschungsbemühungen sollte auch nach Ansicht von Scholwin/Nelles die Entwicklung eines marktfähigen Produkts statt eines zu entsorgenden Reststoffs stehen (vgl. Scholwin/Nelles 2009, 232 [17]).

Um Informationsdefizite abzubauen, sind verschiedene, zielgruppenspezifische Maßnahmen nötig. Um Eigentümer zu einer Nutzung neuartiger Sanitärsysteme zu motivieren, sind weitere Modellprojekte auch im Siedlungsbestand wichtig, welche die ökologische und ökonomische Vorteilhaftigkeit einer Ressourcenbewirtschaftung in semizentralen Einheiten zeigen. Wenn die Nutzung neuartiger Sanitärsysteme für die Nutzer teurer ist als ein konventionelles System, müssen Vorteile demonstriert werden, welche diese Mehrkosten rechtfertigen. Für eine Erhöhung der Bekanntheit neuartiger Sanitärsysteme wäre ein Einsatz in öffentlichen Einrichtungen mit hoher Besucherfrequenz förderlich. Hier können Erfahrungen mit den Systemen gemacht werden und gezielte Informationen gegeben werden.

Aus den Erfahrungen mit Modellprojekten können Hinweise für Genehmigungsbehörden erarbeitet werden, welche die Genehmigung neuartiger Sanitärsysteme erleichtern und beschleunigen.

Für die Integration neuartiger Sanitärsysteme in die Stadtentwicklung ist eine frühzeitige Berücksichtigung im Planungsprozess erforderlich, um die Anlagen neuartiger Sanitärsysteme auch planungsrechtlich sichern zu können. Hiermit wäre für die weitere bauliche Entwicklung eine hohe Verbindlichkeit möglich, die allein durch Marketing und Beteiligungsverfahren nicht zu erreichen ist. Die planungsrechtlichen Instrumente sind für die Planung im Siedlungsbestand stark eingeschränkt. In bestehenden Siedlungen gelingt eine Transformation mit planungsrechtlicher Sicherung nur unter Beteiligung aller betroffenen Eigentümer. Die Integration neuartiger Sanitärsysteme in den Siedlungsbestand berührt neben der abwassertechnischen Planung auch viele andere Planungsbereiche. Daher sollten Stadtplanung und andere Fachplanungen über die Möglichkeiten und Chancen neuartiger Sanitärsysteme informiert sein, um eine Systemtransformation stadttechnischer Infrastruktur mit zu tragen. Für die zukünftige Siedlungsentwicklung sollten von Seiten der abwassertechnischen Planung offensiv Vorschläge und Rahmenbedingungen für die räumliche Nutzung formuliert und kommuniziert werden, um einerseits neuartige Sanitärsysteme zu ermöglichen und andererseits auch im konventionellen System die Infrastrukturfolgekosten der Siedlungsentwicklung für die Zukunft zu begrenzen.

5. Literatur / Quellen

- [1] Böde, U.; Gruber, E. (2000): Klimaschutz als sozialer Prozess: Erfolgsfaktoren für die Umsetzung auf kommunaler Ebene. Physica Verlag, Heidelberg
- [2] Dockhorn, T. (2007): Stoffstrommanagement und Ressourcenökonomie in der kommunalen Abwasserwirtschaft. Institut für Siedlungswasserwirtschaft Technische Universität Braunschweig
- [3] DWA Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser, Abfall e.V. (2008): Neuartige Sanitärsysteme. DWA-Themen, Hennef
- [4] DWA Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser, Abfall e.V. (2006): Arbeitsblatt 100 Leitlinien der integralen Siedlungsentwässerung. Hennef
- [5] DWA Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser, Abfall e.V. (o.J.): Arbeitsblatt 272 Grundsätze für die Planung und Implementierung neuartiger Sanitärsysteme. (noch unveröffentlicht)
- [6] Fischer, A.; Hänisch, D. (2000): Energie-Tische: Eine bundesweite Klimaschutz-Kampagne in Kommunen. In: Klimaschutz als sozialer Prozess. Böde, U.; Gruber, E. (Hrsg.), Physica Verlag, Heidelberg
- [7] Grant, R. (2006): Strategisches Management. Pearson, München
- [8] Herbst, H. (2008): Bewertung zentraler und dezentraler Abwasserinfrastruktursysteme. Bd. 213 von Gewässerschutz-Wasser-Abwasser. Gesellschaft zur Förderung der Siedlungswasserwirtschaft, Aachen
- [9] Kaufmann Alves, I. et al. (2008): Auswirkungen der Integration neuartiger Abwasserentsorgungskonzepte in bestehende Infrastruktursysteme. KA - Korrespondenz Abwasser, Abfall, Nr. 10
- [10] LAWA Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (2005): Leitlinien zur Durchführung dynamischer Kostenvergleichsrechnungen. Kulturbuchverlag, Berlin
- [11] Lombriser, R.; Abplanalp, P. (2005): Strategisches Management. Versus Verlag, Zürich
- [12] Pippeke, W.; Gourmelon, A.; Meixner, H.-E.; Mersmann, B. (2007): Organisation. Carl Heymanns Verlag, Köln
- [13] Prose, F.; Engelland, C.; Bendrien, J. (2000): Kommunale Akteure und soziale Netze - Ein sozialpsychologisches Rahmenmodell zur Analyse kommunalen Klimaschutzes. In: Klimaschutz als sozialer Prozess. Böde, U.; Gruber, E. (Hrsg.), Physica Verlag, Heidelberg
- [14] Reuter, K. (2010): Nachhaltiges kommunales Flächenmanagement-Dokumentation und Leitfaden. Landesarbeitsgemeinschaft Agenda 21 NRW e.V.

- [15] Rogers, E. (1995): Diffusion of Innovation. The Free Press, New York
- [16] Sartorius, C.; Zundel, S. (2004): Fenster in die Nachhaltigkeit. Ökologisches Wirtschaften 2/2004
- [17] Scholwin, F.; Nelles, M. (2009): Biogastechnologie in Deutschland - Status und Optimierungspotenziale. Müll und Abfall, Nr. 5/2009
- [18] Sieker, F.; Kaiser, M.; Sieker, H. (2006): Dezentrale Regenwasserbewirtschaftung im privaten, gewerblichen und kommunalen Bereich. Fraunhofer IRB Verlag, Stuttgart
- [19] Sigglow, J. (2011): Ressourcenbewirtschaftung im Siedlungsraum. Rahmenbedingungen neuartiger Sanitärsysteme im urbanen Umfeld, Shaker Verlag, Aachen
- [20] Trösch, W. (2008): Diskussion zum Vortrag „Dezentrales urbanes Infrastruktursystem DEUS 21. DWA-Bundestagung 17./18.9.2008, Mannheim
- [21] von Thünen, H. (1930): Der isolierte Staat in Beziehung auf Landwirtschaft und Nationalökonomie. Fischer Verlag, Jena
- [22] Ziedorn, V. (2007): Städtische Siedlungsstrukturen und dezentrale Abwassersysteme. Diplomarbeit. HafenCity Universität Hamburg

Autorin/Author

Dr.-Ing. Julia Sigglow
 FG Ver- und Entsorgungssysteme, Fakultät Raumplanung
 Technische Universität Dortmund
 August-Schmidt-Str. 10
 44227 Dortmund
 Tel.: 0231-7552281
 Fax: 0231-7554755
 Julia.Sigglow@tu-dortmund.de
 www.raumplanung.tu-dortmund.de/ves

Nährstoff-Remobilisierung und -rückgewinnung aus Faulschlamm – Erfahrungen aus großtechnischem Anlagenbetrieb

T. Esemén, T. Dockhorn, N. Dichtl, Institut für Siedlungswasserwirtschaft, TU-Braunschweig; J. Müller-Schaper, PFI Planungsgesellschaft, Hannover; D. Weichgrebe, K.-H. Rosenwinkel, Institut für Siedlungswasserwirtschaft, Uni Hannover; N. Bayerle, ASG Gifhorn; N. O. Vesterager, Seaborne EPM AG, Owschlag

Abstract

Die Seaborne-Anlage in Gifhorn wurde im Jahr 2006 in Betrieb genommen. Die auf der Anlage eingesetzte Technologie zur Klärschlammverwertung soll zum einen die Beseitigung der im Klärschlamm enthaltenen Schadstoffe und zum anderen die Nutzung der wertvollen Nährstoffe Phosphor und Stickstoff gewährleisten. Die Errichtung sowie die wissenschaftliche Begleitung der Anlage werden durch das Umweltministerium des Landes Niedersachsen gefördert. Der Anlagenbetrieb wird von der PFI Planungsgemeinschaft Hannover, dem Institut für Siedlungswasserwirtschaft der TU Braunschweig und dem Institut für Siedlungswasserwirtschaft und Abfalltechnik der Universität Hannover technisch-wissenschaftlich begleitet. In Teilbereichen der komplexen Technologie zeigten sich während des Anlagenbetriebs Probleme verschiedenster Art. Die Anlage konnte dennoch in den vergangenen 5 Jahren zur Klärschlammbehandlung eingesetzt werden, allerdings mussten dabei Teilprozesse zeitweise oder dauerhaft außer Betrieb genommen werden. Während der letzten Jahre wurden die Probleme analysiert, Lösungsansätze entwickelt und die Anlage optimiert. Im zweiten Quartal 2011 fand ein abschließender Versuchsbetrieb statt, bei dem alle entwickelten Lösungsansätze umgesetzt werden konnten. Während der Versuchsphase gelang es durch die eingesetzten Optimierungsmaßnahmen bis zu 50-60 % des im Klärschlamm enthaltenen Phosphors in Form eines pflanzenverfügbaren Düngemittels zurückzugewinnen.

1. Die ursprüngliche Seaborne-Technologie

Das Verfahren wurde von der Fa. Seaborne entwickelt mit dem Ziel, neben der Rückgewinnung der Nährstoffe Stickstoff und Phosphor auch eine Ausschleusung der Schwermetalle zu gewährleisten. In Owschlag (Schleswig-Holstein) wurde im Jahr 2000 eine Pilotanlage in Betrieb genommen [1]. Die prinzipielle Darstellung der

einzelnen verfahrenstechnischen Prozessschritte und ihrer Verknüpfungen sind in Abbildung 1 dargestellt.

Schematischer Aufbau des Seaborne-Verfahrens

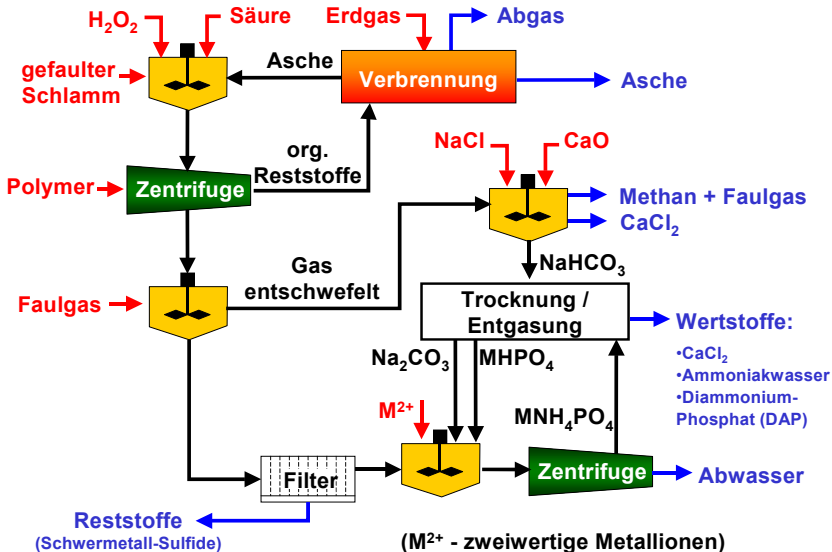


Abbildung 1: Schematischer Ablauf des ursprünglichen Seaborne-Verfahrens

Die Seaborne-Technologie sieht vor, dass der ausgefautte Schlamm zunächst mit Säure versetzt wird, wodurch ein Teil der Schwermetalle, der Nährstoffe und der organischen Substanz in Lösung geht. Die organischen Feststoffe werden anschließend abgetrennt und können beispielsweise verbrannt werden. In einer nächsten Verfahrensstufe müssen die Schwermetalle gefällt und vom phosphorhaltigen Flüssigkeitsstrom abgetrennt werden. Die Fällung kann ggf. durch Zuführung von H₂S-haltigem Faulgas erfolgen. Das Faulgas würde dabei gleichzeitig entschwefelt.

Aus der schwermetallabgereicherten Flüssigphase werden dann Stickstoff und Phosphor nach einer pH-Wert-Anhebung durch Di-Natriumcarbonat als MAP (Magnesium-Ammonium-Phosphat) gefällt. Dabei können neben Magnesium auch Kombinationen von zweiwertigen Metallen eingesetzt werden. In einem Trocknungs/Entgasungs-Prozess wird aus dem MAP Ammoniakgas gewonnen, das gemeinsam mit dem Metall-Hydrogen-Phosphat für die Produktion von Dünger

verwendet werden kann. In diesem Trocknungs/Entgasungs-Prozess wird Di-Natriumcarbonat aus Natriumhydrogencarbonat unter Abspaltung von CO_2 gebildet, das ebenfalls in die Düngersynthese geht. Das Natriumhydrogencarbonat seinerseits kann durch Reaktion von NaCl und CaO mit dem CO_2 des Faulgases gebildet werden. Dabei fallen Methangas sowie CaCl_2 -Salz an.

2. Konzeptionelle Änderungen und Umsetzung der Technologie in Gifhorn

Die auf der Kläranlage Gifhorn realisierte Seaborne-Anlage unterscheidet sich in einigen Teilen von der ursprünglichen Konzeption der Fa. Seaborne (Abbildung 2) [2]. Unter den gegebenen Randbedingungen in Gifhorn stellten sich die Produktion von Calciumchlorid sowie die Aufreinigung des Biogases als nicht wirtschaftlich heraus und wurden somit nicht umgesetzt. Für die Wiederverwendung des Magnesiumhydrogenphosphates (MgHPO_4) im geschlossenen Kreislauf war ursprünglich eine Trocknung/Entgasung vorgesehen. Dieser Schritt wurde aus wirtschaftlichen und wärmetechnischen Gründen ebenfalls nicht realisiert. Um dennoch eine vollständige Rückgewinnung des gelösten Stickstoffs zu ermöglichen, wurde stattdessen eine Ammoniak-Stripping installiert. Die Rückgewinnung des Phosphors sollte somit zu 80-90 % in Form von MAP und zu 10-20 % in Form von Magnesiumhydrogenphosphat erfolgen. MAP entsteht auf der Anlage als Fällprodukt nach der Zugabe von Magnesiumhydroxid sowie pH-Wert-Einstellung mit Natronlauge und wird über eine Zentrifuge von der Flüssigkeit abgetrennt. Das Zentrat wird anschließend einer Luftstripping zugeführt, in der Ammoniak ausgestrippt und in Schwefelsäure in Form von Diammoniumsulfat (DAS) abgetrennt wird. Die für den Betrieb der Nassstripping erforderliche Niedertemperaturwärmeleistung von etwa 100 kW kann aus den vorhandenen Wärmequellen gedeckt werden. Die zentralen Verfahrensschritte Schwermetallentfernung und Nährstoffrecycling bleiben somit auch in der veränderten Prozessführung erhalten.

Die Verfahrenstechnik der auf der Kläranlage Gifhorn als Schlammbehandlungsstufe installierten Seaborne-Anlage kann wie folgt zusammengefasst werden:

- 1. Extraktionsstufe:** Rücklösung der festen mineralischen Schlamminhaltsstoffe durch Ansäuerung, anschließende Fest/Flüssig-Trennung durch eine Zentrifuge
- 2. Schwermetallfällungsstufe:** Anhebung des pH-Wertes und sulfidische Fällung der Schwermetalle, anschließende Fest/Flüssig-Trennung durch einen Fließbandfilter
- 3. Nährstoffrückgewinnungsstufe (NRS 1):** MAP-Fällung durch Anhebung des pH-Wertes und Mg-Zugabe, anschließende Fest/Flüssig-Trennung durch eine Zentrifuge

4. Nährstoffrückgewinnungsstufe (NRS 2): Ammoniakstrippung und anschließende, saure Wäsche zur Rückgewinnung des Ammoniakgases als DAS (Diammoniumsulfat)

Schematischer Aufbau des Seaborne-Verfahrens (angepasste Ausführung)

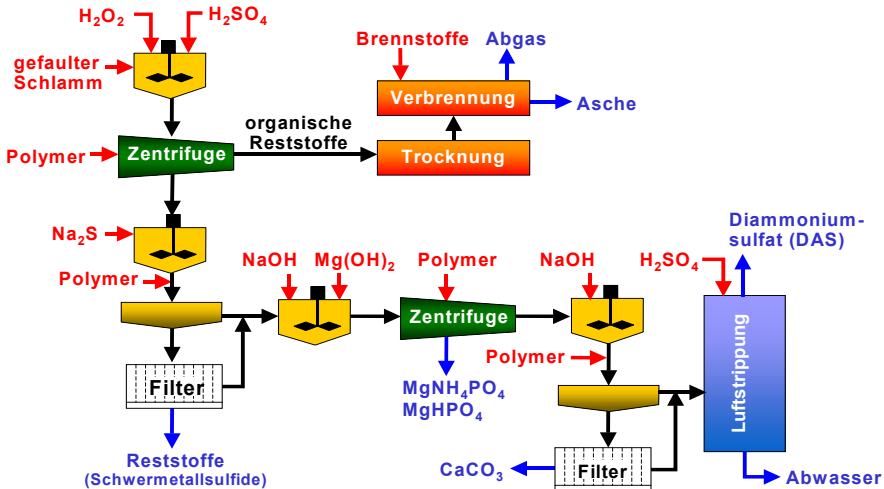


Abbildung 2: Schematischer Ablauf des angepassten Seaborne-Verfahrens auf der Kläranlage Gifhorn nach Optimierung

Trotz der umgesetzten Anpassungsmaßnahmen traten im Verlauf des Betriebs verschiedene maschinentechnische sowie prozesstechnische Probleme auf. Ein Problem stellte z. B. die Fest-Flüssig-Trennung des angesäuerten Faulschlamm dar. Mit dem zunächst vorgesehenen Flockungsmittel konnte eine effektive Entwässerung im pH-Wert-Bereich um pH 2 nur mit einer relativ hohen Wasserstoffperoxid-Dosierung erreicht werden. Eine gute Flockenbildung und Feststoffabscheidung bei diesem pH-Wert ohne Wasserstoffperoxid-Dosierung war nur durch eine duale Flockung möglich.

Die in der folgenden Prozessstufe gefällten Schwermetallsulfide lagen in feindisperser Form vor und waren schwierig abzuscheiden. Mit dem ursprünglich vorgesehenen Feinfilter konnte keine ausreichende Abscheideleistung erzielt werden. Erst durch den Einsatz von polymeren Flockungsmitteln gelang es ausreichend große Flocken zu bilden, die zunächst über eine Sedimentation aufkonzentriert und über einen nachgeschalteten Filter aus der Flüssigphase getrennt werden konnten.

Probleme verursachte ebenfalls die Ausfällung des Calciumcarbonats während der Ammoniak-Strippung. Hier wurde der pH-Wert zur Ausstrippung von Stickstoff in Form von Ammoniak auf pH 11 angehoben. Gleichzeitig kam es dabei zu Calciumcarbonatausfällungen, welche eine regelmäßige Spülung des Lamellenabscheiders am Kopf der Strippkolonne erforderten. Aufgrund der beschriebenen Probleme konnten die Anlagenstufen zur Schwermetallfällung und Ammoniak-Strippung nicht durchgängig betrieben werden. Um eine durchgängige Behandlung des anfallenden Faulschlammes gewährleisten zu können, musste die Verfahrensweise der Anlage angepasst werden. Die Ursachen, die zur Veränderung der Betriebsweise führten, können wie folgt zusammengefasst werden:

- Der Säureverbrauch zur Einstellung des anfangs geplanten pH-Wertes von pH 2 war sehr hoch. Zusätzlich war ein hoher Laugeverbrauch zur Einstellung des pH-Wertes für die Nährstoffrückgewinnung erforderlich.
- Der Faulschlamm ließ sich unter pH 2 sehr schwer entwässern.
- Das zur Fest-Flüssig-Trennung nach der Schwermetallfällung installierte Filtersystem war für die Trennung der sehr feinen Metallsulfide nicht geeignet. Zudem waren die eingesetzten Vliesfilter aufgrund der hohen Feststoffkonzentration sehr schnell belegt und mussten häufig ausgetauscht werden.
- Ein Teil des Phosphors fiel während der Schwermetallfällung überwiegend als Eisenphosphat aus und konnte nicht zurückgewonnen werden.

Die insgesamt auf der Anlage für einen Dauerbetrieb veränderten Randbedingungen ergaben sich aus den oben genannten Gründen und können wie folgt zusammengefasst werden:

- Erhöhung des pH-Wertes der Extraktion von pH 2 auf pH 5
- Ausfall der Schwermetallfällungsstufe

Die bei pH 5 betriebene Extraktion erlaubte allerdings maximal eine 30 bis 35%ige Rücklösung und dementsprechend eine nur maximal 35%ige Rückgewinnung des Phosphors. Wegen zu geringer Phosphatrücklösung in der Extraktionsstufe konnten außerdem Calciumionen während der Nährstofffällung nicht vollständig ausgefällt werden. Im Ablauf dieser Stufe befanden sich daher erhebliche Mengen an Calcium, welche anschließend, wie bereits oben beschrieben, die Strippanlage vollständig verblockten. Dieses Problem führte zu einer weiteren unvermeidbaren Maßnahme:

- Abschaltung der Ammoniakstrippung

Die insgesamt durch die erläuterten, notwendigen Maßnahmen veränderte Betriebsweise der Seaborne-Anlage ist in Abbildung 3 dargestellt. Durch die veränderte

Verfahrensweise wurde erst möglich, die Anlage über längere Zeitabstände stabil zu betreiben.

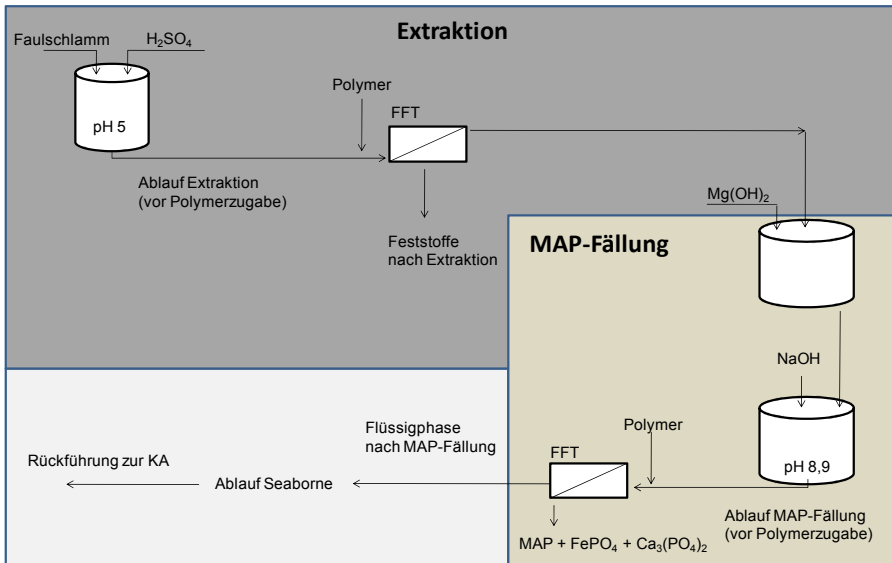


Abbildung 3: Veränderte Verfahrensweise der Seaborne-Anlage

3. Ansätze zur Optimierung des Anlagenbetriebs

In den vergangenen Jahren wurden mehrere Untersuchungen zu verschiedenen Teilaspekten bzw. Verfahrensschritten des Gesamtprozesses durchgeführt, die in erster Linie der Prozessoptimierung dienten. Dabei wurde u. a. festgestellt, dass die Rücklösung von Schwermetallen auch bei geringen pH-Werten nur teilweise gelang. Der Zusammenhang zwischen dem pH-Wert und der Löslichkeit von relevanten Metallen sowie Nährstoffen ist in Abbildung 4 dargestellt.

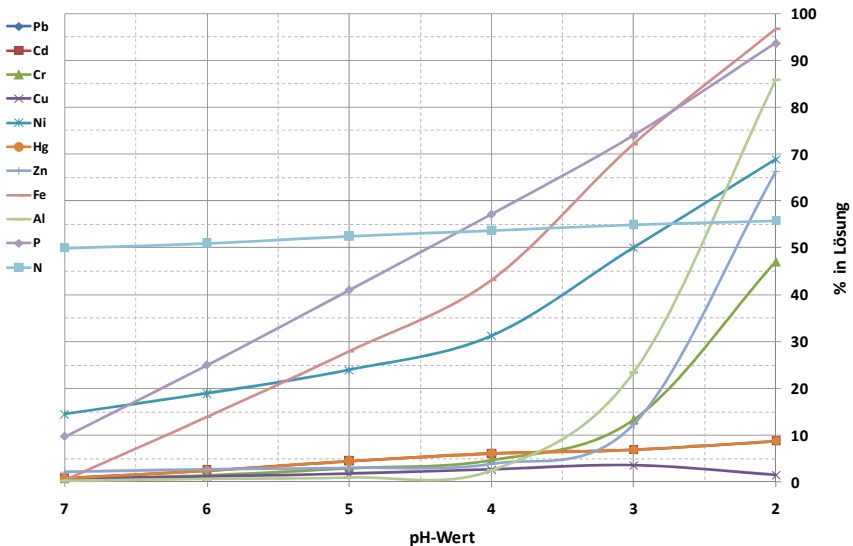


Abbildung 4: Löslichkeit von Metallen, Schwermetallen und Nährstoffen im Klärschlamm der Kläranlage Gifhorn bei verschiedenen pH-Werten [3]

Aufgrund der beschriebenen Probleme bei der Fest-Flüssig-Trennung sowie der Ausfällungen in der Strippkolonne konnte die Seaborne-Anlage überwiegend nur bei einem anfänglichen pH Wert von pH 5 gefahren werden. Damit konnten nur maximal 35% des Phosphors in Lösung gebracht werden. Das primäre Ziel der Verfahrensoptimierung war es daher, die Extraktion in einem pH-Wert-Bereich zu betreiben, in dem eine weitgehendere Phosphor-Rückgewinnung ermöglicht und gleichzeitig eine Kontamination des Fällprodukts durch Schwermetalle vermieden wird.

Wie in Abbildung 4 zu sehen ließen sich in der Extraktionsstufe die Schwermetalle mit Ausnahme von Nickel erst bei pH-Werten unterhalb von 3,5 in nennenswertem Umfang in Lösung bringen. Der dafür notwendige Säureeinsatz war hoch. Schwermetalle wie Cadmium und Quecksilber lagen zudem auch bei niedrigen pH-Werten nicht gelöst vor, so dass eine vollständige Schwermetallabtrennung nicht zu erreichen war. Dagegen erforderte die Rücklösung des Phosphors einen weit geringeren Säureeinsatz. Bereits bei pH-Werten von 3 bis 4 wurden Rücklösungen von 60 bis 70% erreicht. In weiteren Messungen konnte gezeigt werden, dass bei diesen pH-Werten auch Calcium und Magnesium zu 70 bis 80% gelöst vorlagen. Damit stellte sich dieser pH-Wert Bereich als der sinnvollste heraus, um eine weitgehende Rückgewinnung der Nährstoffe unter ökonomischen wie prozesstechnischen Aspekten zu gewährleisten.

Auf der Kläranlage Gifhorn werden Eisensalze zur Phosphor-Fällung eingesetzt. Dieses Eisen geht bei der Ansäuerung teilweise in Lösung und fällt mit dem Phosphor nach der pH-Wert Anhebung in der Nährstofffällung in Form von Eisenphosphat aus. Da die Düngewirkung des Eisenphosphates relativ schlecht im Vergleich zu den beiden anderen Fällprodukten Magnesiumammoniumphosphat und Calciumphosphat ist, wurde nach einem Weg gesucht, Eisen vor der Nährstofffällung zu entfernen.

Als dritten Problemkomplex galt es die Konzentration an Calciumionen im Schlammwasser nach der Nährstofffällung zu reduzieren, da diese die Ursache für die Ablagerungen in der Strippung waren.

In Laborversuchen konnte schließlich ein Ansatz zur gleichzeitigen Lösung der oben genannten Probleme entwickelt werden. Dabei wird der Faulschlamm zunächst in der Extraktionsstufe auf einen pH-Wert zwischen pH 3 und pH 3,8 angesäuert. Bis zu diesem pH-Wert-Bereich bleibt der Säureverbrauch relativ gering und nimmt erst bei geringeren Werten deutlich zu. Nach abgeschlossener Rücklösung des Phosphors erfolgt die Zugabe von Natriumsulfid (Na_2S). Anschließend findet mittels Natronlauge (NaOH) eine Anhebung des pH-Wertes auf pH 5,7 statt. Somit werden die zuvor rückgelösten Eisenionen durch eine sulfidische Eisenfällung erneut im Faulschlamm fixiert. Laborversuche konnten belegen, dass durch diese Maßnahme Eisen während in der Extraktionsstufe nahezu vollständig ausgefällt und in der folgenden Fest-Flüssig-Trennung zusammen mit anderen Feststoffen abgeschieden werden kann. Sofern der pH-Wert unter ca. pH 5,7 gehalten wird, findet keine nennenswerte Ausfällung des gelösten Phosphors statt. Durch die pH-Wert Anhebung kann zudem eine unproblematische Flockung der Feststoffe vor der Fest-Flüssig-Trennung erreicht werden.

In der Nährstofffällung erfolgt anschließend die Ausfällung von Phosphorverbindungen durch eine weitere pH-Wert Anhebung. Da die Eisenionen keine Konkurrenz mehr zu den vorhandenen Magnesium- und Calciumionen darstellen, können die störenden Calciumionen weitgehend in Form von Calciumphosphat abgetrennt werden. Die Ausfällung von Calciumcarbonat in der darauf folgenden Strippung kann damit weitgehend vermieden werden.

4. Großtechnische Umsetzung der Optimierungsmaßnahmen

Der in Kapitel 3 geschilderte Ansatz zur Optimierung des Anlagenbetriebs wurde im labormaßstab entwickelt und in einem großtechnischen Versuch an der Seaborne-Anlage in Gifhorn überprüft. Abbildung 5 zeigt die für den Probetrieb veränderte Betriebsweise der Extraktions- und Nährstoffrückgewinnungsstufen schematisch.

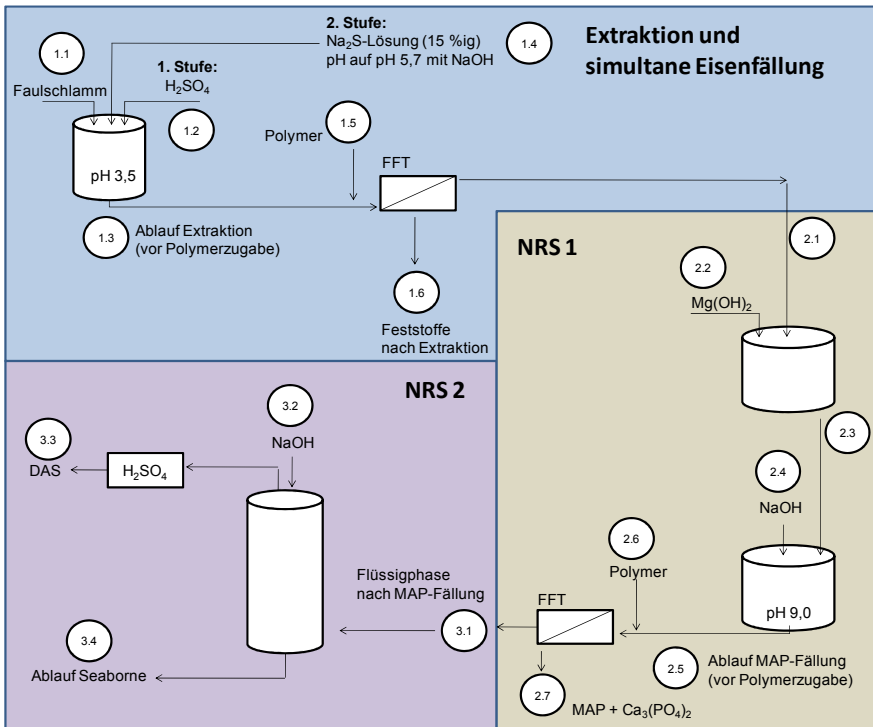


Abbildung 5: Modifizierte Betriebsweise der Extraktions- und Nährstoffrückgewinnungsstufen [4]

Der Faulschlamm wurde während des Probetriebs zunächst auf pH 3,8 angesäuert. Der pH-Wert war für die modifizierte Betriebsweise, wie für alle chemische Verfahrenstechniken, von entscheidender Bedeutung. Daher wurde statt der üblichen Ansäuerung eine 2-Stufen-Ansäuerung mit entsprechenden Reaktionszeiten durchgeführt (zunächst pH 5, anschließend pH 3,8). Normalerweise reguliert eine eingebaute pH-Sonde online die Zugabe der Schwefelsäure und beendet nach Erreichen des eingestellten pH-Wertes automatisch die Zufuhr. In einigen Fällen kam es dabei vor, dass durch schlechte Durchmischung oder Kurzschlussströmungen die Schwefelsäuredosierung frühzeitig beendet wurde. Im Probetrieb wurde daher nach Erreichen von pH 5 die Säurezugabe für eine weitere Ansäuerung auf pH 3,8 erneut programmiert. Die zusätzliche Reaktionszeit und die erneute Überprüfung des pH-Wertes sorgten für eine genauere Einstellung des pH-Wertes. Dieselbe Vorgehensweise wurde auch bei pH-Wert-Anhebungen angewandt. Die online

eingestellten und die in den entnommen Proben ermittelten pH-Werte zeigten daher kaum Unterschiede.

Die Reaktionszeit der Schwefelsäure betrug im Mittel eine Stunde. Anschließend wurde dem angesäuerten Schlamm bis zum Erreichen des erforderlichen pH-Wertes von pH 5,7 eine 15%ige Na_2S -Lösung zudosiert (Reaktionszeit $\frac{1}{2}$ h). Die Einstellung des pH-Wertes könnte sicherlich und sollte auch aus wirtschaftlichen Gründen über eine Zugabe von NaOH erfolgen. Doch da an dem Extraktionsbehälter für diese Maßnahme keine weitere Anschlussstelle vorhanden war, wurde für die pH-Wert-Einstellung im Probetrieb die basisch reagierende Na_2S -Lösung überstöchiometrisch zudosiert. Insgesamt wurde daher während der Versuchsreihe das ca. Vierfache an Na_2S verbraucht als für die eigentliche Eisenfällung erforderlich wäre. Der Verbrauch betrug im Mittel 120 l Na_2S -Lösung (15%) pro Charge (16 m^3). Die Magnesiumzugabe in der NRS1-Stufe wurde aufgrund der zu erwartenden höheren Menge an gelöstem Phosphor von 1 l $\text{Mg}(\text{OH})_2$ (50 %)/ 16 m^3 auf 2 l $\text{Mg}(\text{OH})_2$ (50 %)/ 16 m^3 erhöht.

Zur Überprüfung der Einflüsse der verschiedenen Maßnahmen wurden aus dem Extraktionsbehälter jeweils vor der Ansäuerung, nach der Ansäuerung und nach der Na_2S -Zugabe Proben entnommen und analysiert. Außerdem wurden jeweils die Abläufe der beiden Dekanter der Extraktionsstufe und der NRS1-Stufe beprobt und untersucht. Aus den ermittelten Konzentrationen wurden Mittelwerte bestimmt, welche zur Massenbilanzierung für eine Charge von 16 m^3 Faulschlamm eingesetzt wurden (Abbildung 6 und 7).

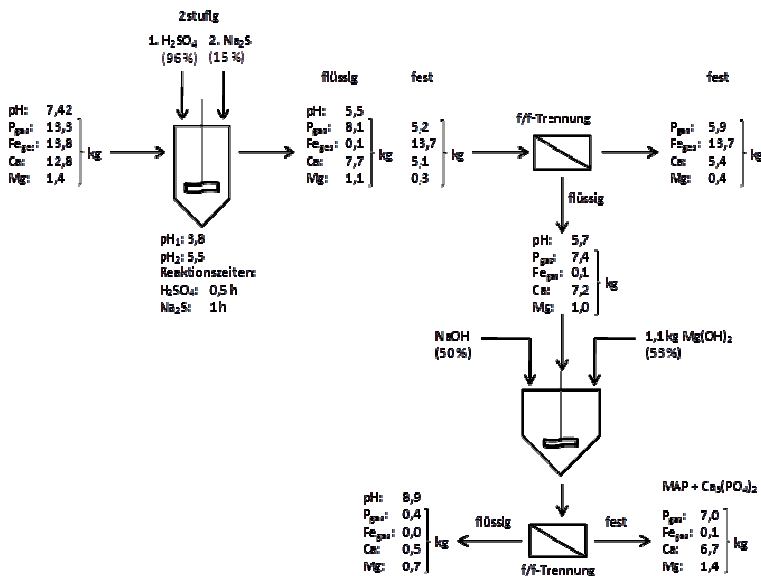


Abbildung 6: Ermittelte Massenbilanzen für die großtechnische Versuchsreihe

Die Calciumkonzentrationen, die sich jeweils bei verschiedenen Chargen im Ablauf der NRS1-Stufe ergaben, lagen zwischen 32,3 und 39,8 mg/l und somit deutlich unter den im Normalbetrieb verzeichneten Konzentrationen. Die Magnesiumkonzentration fiel mit im Mittel 5 mg/l trotz der Verdopplung der Zugabemenge an $\text{Mg}(\text{OH})_2$ sehr gering aus und konnte daher hinsichtlich eines Einflusses auf den Stripperbetrieb vernachlässigt werden. Wie erwartet, führte die Extraktion bei niedrigeren pH-Werten zu einer deutlichen Erhöhung des gelösten Phosphoranteils. Im Mittel wurde eine 61 %ige Phosphorrücklösung erreicht. Bei der Schwermetallfällung unter Zugabe von Na_2S wurde eine fast vollständige Eisenfällung erzielt. Die Reduzierung des pH-Wertes in der Extraktion und die simultan ausgeführte Eisensulfidfällung führten zwangsläufig zu der gewünschten Reduzierung des hohen Calciumanteils im Ablauf der MAP-Fällung (NRS1). Der gelöste Phosphor reichte aus, um Calcium fast vollständig (93 %) zu fällen. Somit konnte belegt werden, dass bei ausreichender Konzentration Phosphor sowohl mit Magnesium als auch mit Calcium reagiert. Dadurch gelang es neben Phosphor und Stickstoff einen weiteren Wertstoff aus Faulschlamm zurückzugewinnen und in das Fällprodukt einzubeziehen.

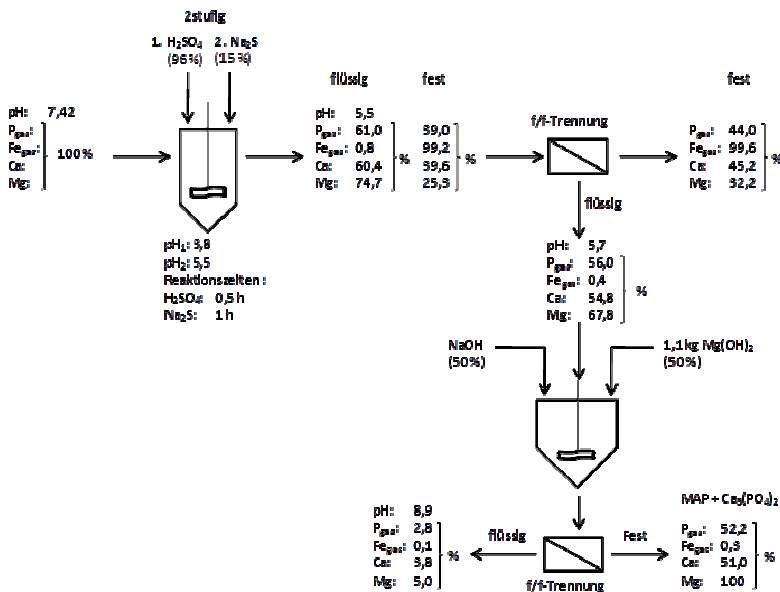


Abbildung 7: Prozentuale Verteilung der Stoffströme während des großtechnischen Probetriebs

Durch seine Eliminierung in der Extraktionsstufe stellte Eisen in der Nährstoffrückgewinnungsstufe keine Konkurrenz mehr zu den Calcium- und Magnesiumionen dar. Die erhöhte Phosphorkonzentration führte zu höheren Fällungsraten für MAP sowie Calciumphosphat, wodurch die Rückgewinnungsrate zwangsläufig erhöht wurde. Zudem ließ sich durch die Eisentfernung ein eisenfreies Fällprodukt produzieren, welches eine wesentlich höhere Pflanzenverfügbarkeit aufweist. Bei einem Extraktions-pH-Wert von pH 3,8 und durch eine Eisensulfidfällung bei pH 5,7 konnten insgesamt ca. 52,2 % des im Klärschlamm enthaltenen Phosphors zurückgewonnen und über 99 % des Eisens aus dem Prozessstrom entfernt werden.

Dadurch, dass die sulfidische Fällung, welche zuvor in einer separaten Stufe durchgeführt wurde, in die Extraktion umgelagert wird, wurden zudem die entstandenen Sulfidverbindungen effektiv durch die Zentrifuge der Extraktionsstufe aus dem Prozessstrom abgetrennt. Während der Versuchsreihe konnte keine Verschlechterung der Abscheideleistung der beiden Zentrifugen festgestellt werden. Der niedrigere pH-Wert und die sulfidische Eisenfällung scheinen keinen negativen

Einfluss auf die Entwässerbarkeit der anfallenden Feststoffe zu haben. Durch den Einsatz der Zentrifuge wurde nach der Extraktion im Mittel ein Trockenrückstandgehalt von 24,2 % erreicht, welcher nicht signifikant von dem im Normalbetrieb erreichten Entwässerungsgrad abweicht (23,6 %). Durch die Versuchsreihe wurde deutlich, dass die im labormaßstab entwickelten Optimierungsansätze auch großtechnisch ohne Probleme umgesetzt werden konnten.

5. Zusammenfassung und Ausblick

Seit dem Jahr 2006 befindet sich auf der Kläranlage Gifhorn eine Anlage zur Rückgewinnung der Nährstoffe aus Klärschlamm in Betrieb. Obwohl die Anlage aufgrund unterschiedlicher Betriebsprobleme nicht durchgängig wie geplant betrieben werden konnte, gelang es den Betreibern dennoch über einen längeren Zeitraum signifikante Anteile der im Klärschlamm enthaltenen Nährstoffe mit Hilfe dieser Technologie zurückzugewinnen. Aufgrund dieser langen Betriebszeit ist es einerseits gelungen, Schwachstellen der Technologie aufzudecken, und andererseits signifikante Nährstoffmengen zu recyceln. Die großtechnische Umsetzbarkeit der Ansäuerung des Faulschlammes und der anschließenden Nährstoffrückgewinnung konnte zweifellos nachgewiesen werden. Die damit verbundene Kostenfrage ist sicherlich von großer Bedeutung und wird mit Hilfe dieser Anlage erstmals auf großtechnischen Erfahrungen basierend untersucht werden können. Die endgültige Kostenanalyse wird im Abschlussbericht des entsprechenden Forschungsprojektes veröffentlicht.

Schließlich konnte das in Gifhorn eingesetzte Seaborne-Verfahren optimiert und an die örtlichen Randbedingungen angepasst werden. Dazu waren gegenüber dem ursprünglichen Konzept erhebliche Modifikationen erforderlich. Die während der wissenschaftlichen Begleitung entwickelten Ansätze zur Optimierung der Anlage führten letztendlich dazu, dass ein Regelbetrieb aller installierten Anlagenteile erreicht werden konnte. Das im labormaßstab entwickelte Konzept konnte ebenfalls großtechnisch problemlos umgesetzt werden, wodurch eine 50 bis 60%ige Rückgewinnung des Phosphors sowie eine nahezu vollständige Rückgewinnung des aus Faulschlamm rückgelösten Stickstoffs möglich war. Gleichzeitig konnten die im Laufe der Jahre festgestellten technischen Probleme behoben werden. Die für einen Dauerbetrieb des Konzepts notwendigen Anpassungen werden derzeit auf der Anlage umgesetzt. Gleichzeitig findet eine vollständige Erfassung der Anlagenparameter im Rahmen der wissenschaftlichen Begleitung statt, welche ebenfalls im Endbericht des begleitenden Forschungsprojektes zu finden sein werden.

6. Literatur/Quellen/References

- [1] Schulz, M.; Schulze, N.; Simon, H.(2000): Seaborne-Anlagentechnik-Anlagentechnik zur Aufbereitung organischer Reststoffe, Wasser und Abfall 9, 36-40
- [2] Müller, J., et al. (2008): Resultate des modifizierten Seaborne-Verfahrens in Gifhorn, 41. Essener Tagung für Wasser- und Abfallwirtschaft, Essen, April 2008, 49/1-49/13.
- [3] TU Braunschweig (2010): Wissenschaftliche Begleitung der großtechnischen Anwendung der Seaborne-Technologie auf der Kläranlage Gifhorn, Zwischenbericht "Darstellung und Bewertung der Laborversuche zur Anpassung der Seaborne-Technologie auf der Kläranlage Gifhorn, Januar 2010
- [4] TU Braunschweig (2010): Wissenschaftliche Begleitung der großtechnischen Anwendung der Seaborne-Technologie auf der Kläranlage Gifhorn, Zwischenbericht "Bewertung der großtechnischen Versuchsreihe zur Anpassung der Extraktionsstufe der Seaborne-Technologie auf der Kläranlage Gifhorn, Juli 2010

Autor

Timur Esemén
Institut für Siedlungswasserwirtschaft
Pocklesstr. 2A
38106 Braunschweig
Tel.: 0531-3917945
Fax: 0531-3917947
t.esemen@tu-bs.de
www.tu-bs.de/isww

Veröffentlichungen

des Instituts für Stadtbauwesen, Abt. Siedlungswasserwirtschaft, TU Braunschweig

Heft 1*	R. Kayser Ermittlung der Sauerstoffzufuhr von Abwasserbelüftern unter Betriebsbedingungen (1967)	
Heft 2	E. Zingler Die Filtration von Abwasserschlämmen – Grundlagen und Modellversuche (1969)	13,- Euro
Heft 6*	E. Zingler Die Filtration von Abwasserschlämmen II – Die Übertragbarkeit von Laboratoriumsergebnissen auf den technischen Betrieb (1970)	
Heft 15	J. Knoch Untersuchung und biologische Reinigung von Sickerwasser aus Mülldeponien (1974)	13,- Euro
Heft 19*	FESTSCHRIFT FÜR HEINRICH HABEKOST Teil 2: Siedlungswasserwirtschaft (1976)	
Heft 21*	R. Stegmann Auswertung und Prognose von Gewässergütedaten, dargestellt am Beispiel von Meßwerten der Oker und ihrer Nebenflüsse (1976)	13,- Euro
Heft 23	K. Korn Metallgehalte im Sickerwasser von Mülldeponien Ergebnisse von zweijährigen Untersuchungen an 14 Deponien (1977)	13,- Euro
Heft 25*	D. Bahrs Konditionieren von Abwasserschlämmen durch Gefrieren (1978)	13,- Euro
Heft 26*	H.-J. Ehrig Beitrag zum quantitativen und qualitativen Wasserhaushalt von Mülldeponien (1978) zweite erweiterte Auflage (1980)	
Heft 27*	R. Stegmann Reinigung und Verregnen von Müllsickerwasser unter Betriebsbedingungen - dargestellt am Beispiel der Deponie Venneberg/Lingen (1979)	
Heft 28*	W. Walther Beitrag zur Gewässerbelastung durch rein ackerbaulich genutzte Gebiete mit Lössböden (1979)	
Heft 29*	ASPEKTE DES STADTBAUWESENS zum 70. Geburtstag von Heinrich Habekost Teil B: Siedlungswasserwirtschaft	
Heft 33	Gas- und Wasserhaushalt von Mülldeponien INTERNATIONALE FACHTAGUNG (29.09.-01.10.1982) in Braunschweig	20,- Euro
Heft 34*	Anthropogene Einflüsse auf die Grundwasserbeschaffenheit in Niedersachsen, Fallstudien 1982 TAGUNG (14.-15. Oktober 1982) in Braunschweig	
Heft 35*	G. Ermel Stickstoffentfernung in einstufigen Belebungsanlagen – Steuerung der Denitrifikation (1983)	
Heft 38	Ablagerung umweltbelastender Stoffe Fachseminar 06.-07. Februar 1985 in Braunschweig	20,- Euro
Heft 39*	Sickerwasser aus Mülldeponien – Einflüsse und Behandlung – Fachtagung 21.-22. März 1985 in Braunschweig	
Heft 40	W. Walther, B. Scheffer und B. Teichgräber Ergebnisse langjähriger Lysimeter-, Drän- und Saugkerzen-Versuche zur Stickstoffauswaschung bei landbaulich genutzten Böden und Bedeutung für die Belastung des Grundwassers (1985)	15,- Euro
Heft 41	H.-J. Ehrig Weitergehende Reinigung von Sickerwässern aus Abfalldeponien (1987)	20,- Euro
Heft 42*	Biologische Stickstoff- und Phosphorelimination in Abwasserreinigungsanlagen Weiterbildungsseminar 26.-27. März 1987 in Braunschweig	20,- Euro

Nach Abtrennung der Abt. Siedlungswasserwirtschaft vom Institut für Stadtbauwesen wird die Reihe ab Heft 43 weitergeführt als:


Veröffentlichung des Instituts für Siedlungswasserwirtschaft der TU Braunschweig

Heft 43	Rashed M. Y. Al-Sa'ed Untersuchungen zur Nitrifikation von Abwässern mit hohen Ammoniumgehalten in Belebungsanlagen INVESTIGATIONS ON NITRIFICATION PROCESS OF AMMONIUM-RICH WASTEWATER IN SINGLE STAGE ACTIVATED SLUDGE SYSTEMS Braunschweig (1987)	20,- Euro
Heft 44*	Artur Mennerich Beitrag zur anaerob-aeroben Behandlung von Sickerwässern aus Hausmülldeponien (1988)	
Heft 45*	Burkhard Teichgräber Zur Nitrifikation von Abwässern mit geringer Säurekapazität (1988)	
Heft 46	Reiner Boll Zur erhöhten biologischen Phosphorentfernung mit dem Belebungsverfahren (1988)	20,- Euro
Heft 47	R. Kayser, Ch. Wolffson (Herausgeber) Kläranlagen zur Stickstoff- und Phosphorelimination Weiterbildungsseminar 16.-17. März 1989	20,- Euro
Heft 48*	W. Walther (Herausgeber) Grundwasserbeschaffenheit in Niedersachsen – Diffuser Nitratreintrag, Fallstudien Weiterbildungsseminar, 21.-22. Februar 1990	
Heft 49	Henning Albers Zur biologischen Reinigung von Sickerwasser aus Sonderabfalldeponien (1991)	20,- Euro
Heft 50	Rolf Kayser (Herausgeber) Vergleich verschiedener Bemessungsansätze zur Stickstoffelimination und Garantien für Belüftungseinrichtungen Fachtagung 09.-10. September 1991	20,- Euro
Heft 50 E	Rolf Kayser (Editor) Workshop Nitrogen Removal and Aeration Guarantees, September 9 and 10, 1991 (Englische Originalbeiträge)	15,- Euro
Heft 51	Heribert Dermach Nutzung von Deponiegas mit hohem HKW-Gehalt und Möglichkeiten der Behandlung (1991)	20,- Euro
Heft 52	Christian Wolffson Denitrifikation von speziellen Abwässern mit externen Kohlenstoffquellen (1992)	20,- Euro
Heft 53	Michael Werner Deponiegas zur Denitrifikation von Sickerwasser aus Mülldeponien (1993)	20,- Euro
Heft 54	Klaus Kruse Langfristiges Emissionsverhalten von Siedlungsabfalldeponien (1994)	20,- Euro
Heft 55	Joseph Hölscher Stickstoffbilanz für ein durch Kiesgewinnung gestörtes Grundwasser in einem Wassereinzugsgebiet (1994)	20,- Euro
Heft 56	Gösta Ladiges Expertensysteme für Kläranlagen unter besonderer Berücksichtigung der Stickstoffelimination in einstufigen Belebungsanlagen (1994)	20,- Euro
Heft 57	Thomas Teichfischer Der Einfluß schwankender Abwasserzusammensetzungen auf die vermehrte biologische Phosphatelimination und Möglichkeiten zur Prozessstabilisierung (1994)	20,- Euro
Heft 58	Hartmut Wicht N ₂ O-Emissionen durch den Betrieb biologischer Kläranlagen (1996)	20,- Euro
Heft 59	Thomas Nellenschulte Modell zur Charakterisierung des Entwässerungsergebnisses von Klärschlamm (1996)	20,- Euro

Heft 60	Bernd Zacharias Biologische Stickstoffelimination hemmstoffbelasteter Abwässer am Beispiel eines Eisenhüttenwerks (1996)	20,- Euro
Heft 61	J. Müller, N. Dichtl, J. Schwedes (Herausgeber) Klärschlammdeintegration – Forschung und Anwendung Fachtagung 10./11. März 1998	20,- Euro
Heft 62	Liendel Chang Auslegung von einstufigen Belebungsanlagen zur Stickstoffelimination bei Sickerwässern aus Siedlungsabfalldeponien (1998)	20,- Euro
Heft 63	Martin Steensen Chemische Oxidation und biologische Nachreinigung zur weitergehenden Sickerwasserbehandlung (1998)	20,- Euro
Heft 64	Thomas Dockhorn CSB-Elimination in Abhängigkeit vom Typ des Belebungsbeckens (1999)	20,- Euro
Heft 65	Franziska Gromadecki Anwendungsorientierte Betriebsoptimierung von Sickerwasserreinigungs- anlagen (2000)	20,- Euro
Heft 66	Julia Kopp Wasseranteile in Klärschlammuspensionen – Messmethode und Praxis- relevanz – (2001)	20,- Euro
Heft 67	Lars Keudel Bestimmung des Absetzverhaltens von belebtem Schlamm zur Bemessung von Kläranlagen nach dem Sequencing Batch Reactor (SBR)-Verfahren (2002)	20,- Euro
Heft 68	Markus Engelhart Anaerober Abbau mechanisch desintegrierten Überschussschlammes (2002)	20,- Euro
Heft 69	Rolf Kloss Vergleich von Verfahren und Reaktoren zur anaeroben Behandlung von Substraten mit hohem Anteil an groben suspendierten Feststoffen (2002)	20,- Euro
Heft 70	Anke Winter Desintegrationsverfahren zur Intensivierung der Schlammfäulung – Großtechnische Vergleiche – (2003)	20,- Euro
Heft 71	Matthias Wittenberg Stoffstromanalyse und Bewertung von Umweltschutzmaßnahmen am Beispiel der Abwasserwirtschaft eines Automobilwerks (2003)	20,- Euro
Heft 72	Uwe Moshage Rheologie kommunaler Klärschlämme - Messmethoden und Praxisrelevanz- (2004)	20,- Euro
Heft 73	Rayko Jordan Vegetative Behandlung anaerob stabiliertierter Klärschlämme (2005)	20,- Euro
Heft 74	Thomas Dockhorn Stoffstrommanagement und Ressourcenökonomie in der kommunalen Abwasserwirtschaft (2007)	20,- Euro
Heft 75	Samir Naser Hag Ibrahim Structure, Function and Formation of Anaerobic Granular Sludge (2008)	20,- Euro
Heft 76	Stefanie Wolter Untersuchungen zur Substratabhängigkeit des heterotrophen Ertragskoeffizienten (2009)	20,- Euro
Heft 77	2. Internationales Symposium Abwasserrecycling 04. - 06.11.2009 "Abwasserrecycling – Chancen und Risiken" Tagungsband	20,- Euro
Heft 78	Kai Klinksieg Charakterisierung des Absetzverhaltens von kommunalen Klärschlämmen mit Hilfe rheologischer Messungen (2010)	20,- Euro
Heft 79	Lars Günther Großtechnische Nährstoffrückgewinnung und Schadstoffausschleusung aus kommunalen Klärschlämmen (2011)	20,- Euro

Heft 80	Mohamed Rabie Mohamed Ghazy Sustainable Sewage Sludge Management in Egypt Based on Life Cycle Assessment (2011)	20,- Euro
Heft 81	3. Internationales Symposium Re-Water Braunschweig 21. - 22.11.2011 "Implementierung und Realisierung" Tagungsband	20,- Euro

*
vergriffen



**Veröffentlichungen des Institutes für Siedlungswasserwirtschaft
der Technischen Universität Braunschweig**

Heft 81

**Herausgeber:
Gesellschaft zur Förderung des Institutes für Siedlungswasserwirtschaft
an der Technischen Universität Braunschweig e.V.**

This work is licensed under a CC-BY-SA 4.0 International License

Braunschweig 2011

ISSN 0934-9731 DOI 10.24355/dbbs.084-202103230740-0